

การบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างและอิทธิพลของอุณหภูมิ  
ในการย่อยตะกอนส่วนเกินด้วยระบบแอนแอโรบิก



นายวัชรพล วงศ์เลิศอารักษ์

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต  
สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม  
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี  
ปีการศึกษา 2556

**ALKALINE PRETREATMENT AND TEMPERATURE  
EFFECT IN ANAEROBIC EXCESS SLUDGE  
DIGESTION**

**WatcharapolWonglertarak**



**A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements for the  
Degree of Master of Engineering in Environmental Engineering**

**SuranareeUniversity of Technology**

**Academic Year 2013**

การบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างและอิทธิพลของอุณหภูมิ  
ในการย่อยตะกอนส่วนเกินด้วยระบบแอนแอโรบิก

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี อนุมัติให้บัณฑิตวิทยาลัยรับนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษา  
ตามหลักสูตรปริญญาโทบริหารธุรกิจ

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

(ผศ.ดร.จรียา ยิ้มรัตนบรร)

ประธานกรรมการ

(ผศ. ดร.บุญชัย วิจิตรเสถียร)

กรรมการ (อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์)

(อ. ดร.ฉัตรเพชร ยศพล)

กรรมการ

(ศ. ดร.ชูกิจ ลิมปิจำนงค์)

รองอธิการบดีฝ่ายวิชาการและนวัตกรรม

(รศ. ร.อ. ดร.กนต์ธร ชำนิประศาสน์)

คณบดีสำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์

วัชรพลวงศ์เลิศอารักษ์: การบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างและอิทธิพลของอุณหภูมิในการย่อย  
ตะกอนส่วนเกินด้วยระบบแอนแอโรบิก(ALKALINE PRETREATMENT AND  
TEMPERATURE EFFECT IN ANAEROBIC EXCESS SLUDGE DIGESTION)อาจารย์  
ที่ปรึกษา : ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.บุญชัย วิจิตรเสถียร, 169 หน้า.

ตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียเป็นของเสียที่ควรได้รับการจัดการอย่างเหมาะสม  
เนื่องจากอาจส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม ซึ่งในปัจจุบันได้รับความสนใจในการนำของเสียนั้นกลับมา  
ใช้ให้เกิดประโยชน์ เพราะการกำจัดตะกอนส่วนเกินมีค่าใช้จ่ายในการส่งกำจัดสูงถึงร้อยละ 20 –  
50 ของค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสีย ดังนั้นจึงได้มีการพัฒนากระบวนการย่อยสลายแอนแอโรบิก  
เพื่อบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียให้ได้ก๊าซชีวภาพ ซึ่งเป็นผลพลอยได้จากการย่อย  
สลาย และนำไปใช้ประโยชน์ต่อไป ในการศึกษาครั้งนี้จึงมีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการ  
กำจัดตะกอนส่วนเกินโดยการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างและระบบย่อยแอนแอโรบิกและศึกษาผล  
ของอุณหภูมิและระยะเวลาพักกักตุนต่อระบบย่อยแอนแอโรบิก ซึ่งได้ทำการศึกษาสภาวะที่  
เหมาะสมของการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง พบว่าที่การปรับพีเอชเท่ากับ 8 สามารถเพิ่มค่า  
ความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพได้สูงสุดอีกทั้งปริมาณของโซเดียมที่ใช้ในการปรับพีเอช  
ไม่มีผลต่อระบบย่อยแอนแอโรบิกอีกด้วยและเมื่อนำกระบวนการบำบัดก่อนร่วมกับระบบย่อยแบบ  
แอนแอโรบิก โดยศึกษาปัจจัยของอุณหภูมิต่อการย่อยสลายตะกอนที่อุณหภูมิบรรยากาศและ  
อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก ( $55 \pm 2$  °C) ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 21 14 และ 7 วัน พบว่าสภาวะที่  
เหมาะสมต่อประสิทธิภาพในการกำจัดตะกอนส่วนเกินมีค่าสูงสุดที่สภาวะอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก  
และมีระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 วัน มีประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดี ของแข็งทั้งหมด และของแข็ง  
ระเหยง่ายได้ร้อยละ  $59.55 \pm 3.11$   $60.37 \pm 5.30$  และ  $62.14 \pm 3.52$  ตามลำดับ อีกทั้งยังสามารถผลิตก๊าซ  
ชีวภาพได้สูงกว่าโดยมีค่าเฉลี่ยการเกิดก๊าซชีวภาพประมาณ 0.156 ลิตรต่อวัน หรือ 0.029 ลูกบาศก์  
เมตรต่อกิโลกรัมชีโอดีทั้งหมดที่ถูกกำจัด นอกจากนี้ยังพบว่าตะกอนส่วนเกินที่ผ่านการย่อยสลาย  
ด้วยระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนมีความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพลดลงเมื่อเทียบกับ  
ก่อนเข้าระบบย่อย ส่งผลให้มีความคงตัวของตะกอนเพิ่มสูงขึ้นอีกด้วย

สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

ปีการศึกษา 2556

ลายมือชื่อนักศึกษา \_\_\_\_\_

ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษา \_\_\_\_\_

## กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์นี้ดำเนินการสำเร็จลงด้วยดี ผู้วิจัยขอขอบพระคุณบุคคลและกลุ่มบุคคลต่าง ๆ ที่ได้กรุณาให้คำปรึกษา คำแนะนำ รวมทั้งได้ให้ความช่วยเหลืออย่างยิ่ง ทั้งด้านวิชาการและด้านการดำเนินงานวิจัย ดังนี้

ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.บุญชัย วิจิตรเสถียร อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ที่ได้ให้คำปรึกษา แนะนำแนวทางที่เป็นประโยชน์ยิ่งต่องานวิจัย รวมทั้งได้ช่วยตรวจทาน และแก้ไขรายงานวิทยานิพนธ์เล่มนี้จนทำให้มีความสมบูรณ์พร้อมทางด้านวิชาการ

ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.จริยา ยัมรัตน์บวร อาจารย์ ดร. ฉัตรเพชร ขสพล อาจารย์ กรรมการสอบวิทยานิพนธ์ และอาจารย์ประจำสาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารีทุกท่านที่กรุณาให้คำปรึกษา คำแนะนำ และความรู้ทางด้านวิชาการอย่างดียิ่งมาโดยตลอด

ขอขอบคุณ สำนักงานพัฒนาวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งชาติที่ได้ให้ความช่วยเหลือสนับสนุนเงินทุนทางการศึกษาแก่ผู้วิจัย และได้รับทุนอุดหนุนการวิจัยประเภทบัณฑิตศึกษาจากสำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติประจำปี2554จนได้ทำงานวิจัยนี้สำเร็จลงด้วยดี

ขอขอบคุณ คุณนารี กลิ่นกลาง คุณอลิษา ศรีคราม ที่คอยให้คำแนะนำปรึกษาการจัดรูปเล่มวิทยานิพนธ์

ขอขอบคุณ พี่ ๆ เพื่อน ๆ น้อง ๆ บัณฑิตศึกษาทุกท่าน ที่คอยให้กำลังใจในการทำวิจัยมาโดยตลอด

สุดท้ายนี้ ผู้วิจัยขอขอบคุณอาจารย์ผู้สอนทุกท่านที่ประสิทธิ์ประสาทวิชาความรู้ทางด้านต่าง ๆ ทั้งในอดีตและปัจจุบัน และขอกราบขอบพระคุณบิดา มารดา รวมทั้งญาติพี่น้องของผู้วิจัยทุกท่านที่ให้ความรักอบรมเลี้ยงดู และคอยเป็นกำลังใจ ทำให้ผู้วิจัยประสบความสำเร็จในชีวิต

วัชรพล วงศ์เลิศอารักษ์

# สารบัญ

หน้า

บทคัดย่อ (ภาษาไทย)	ก
บทคัดย่อ (ภาษาอังกฤษ)	ข
กิตติกรรมประกาศ	ง
สารบัญ	จ
สารบัญตาราง	ฉ
สารบัญรูป	ฉ
คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ	ฐ
บทที่	
1 บทนำ	1
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา	1
1.2 วัตถุประสงค์	3
1.3 ขอบเขตการศึกษา	4
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ	5
2 ทัศนัวรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	6
2.1 ลักษณะของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสีย	6
2.2 แนวทางการจัดการตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสีย	9
2.2.1 การจัดการตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีทางเคมีและกายภาพ	10
2.2.2 การจัดการตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีทางชีวภาพ	12
2.3 การย่อยสลายตะกอนด้วยกระบวนการทางชีวภาพแบบแอนแอโรบิก	16
2.3.1 ลักษณะการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะแอนแอโรบิก	16
2.3.2 แบบคิที่เรียที่เกี่ยวข้องกับการย่อยสลายสารอินทรีย์ ในสภาวะแอนแอโรบิก	19
2.3.3 ระบบบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีทางชีวภาพ แบบแอนแอโรบิก	20

## สารบัญ (ต่อ)

หน้า

2.3.4	ปัจจัยที่ส่งผลกระทบต่อการย่อยสลายในสภาวะแอนแอโรบิก.....	23
2.3.5	การปรับปรุงประสิทธิภาพการย่อยสลายตะกอน ด้วยระบบย่อยสลายแบบแอนแอโรบิก.....	30
2.4	กระบวนการบำบัดก่อน.....	32
2.4.1	กระบวนการบำบัดก่อนด้วยวิธีทางกายภาพและเคมี.....	32
2.4.2	กระบวนการบำบัดก่อนด้วยวิธีทางชีวภาพ.....	38
2.5	การประยุกต์การบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างในการย่อยตะกอนส่วนเกิน แบบระบบย่อยแอนแอโรบิก.....	39
2.6	สัดส่วนสารอินทรีย์กับความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพ.....	42
2.7	วิธีการวัดการหายใจ.....	45
3	วิธีดำเนินการวิจัย.....	50
3.1	การดำเนินการวิจัย.....	50
3.2	การศึกษาลักษณะสมบัติของตะกอนส่วนเกิน.....	52
3.3	การเตรียมชุดการทดลองสำหรับงานวิจัย.....	52
3.4	การเลี้ยงเชื้อและปรับสภาพจุลินทรีย์.....	54
3.5	การศึกษาสภาวะที่เหมาะสมต่อกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง.....	54
3.6	การศึกษาผลของภาวะต่างต่อประสิทธิภาพการย่อยสลาย ตะกอนส่วนเกินแบบแอนแอโรบิก.....	55
3.6.1	การศึกษาผลกระทบของอุณหภูมิต่อประสิทธิภาพ การบำบัดตะกอนส่วนเกิน.....	55
3.6.2	การศึกษาผลของระยะเวลาพักกักตุนต่อประสิทธิภาพ การบำบัดตะกอนส่วนเกิน.....	56
3.7	การศึกษาสัดส่วนสารอินทรีย์กับความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพ.....	57
3.8	วิธีการวิเคราะห์ที่ใช้ในการวิจัย.....	59

## สารบัญ (ต่อ)

หน้า

<b>4</b>	<b>ผลการศึกษาและอภิปรายผล</b>	<b>61</b>
4.1	ลักษณะสมบัติของตะกอนส่วนเกิน	61
4.2	การเพิ่มประสิทธิภาพของระบบบำบัดทางชีวภาพด้วยภาวะต่าง	63
4.2.1	การเพิ่มความสามารถละลายของชีโอดีละลายน้ำ	65
4.2.2	ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์	67
4.2.3	สัดส่วนปริมาณของแข็ง	70
4.2.4	ความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพ	72
4.3	การศึกษาประสิทธิภาพการย่อยตะกอนส่วนเกินแบบแอนแอโรบิก	73
4.3.1	สภาพทั่วไปในระบบแอนแอโรบิก	75
4.3.2	ประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดี	77
4.3.3	ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดและของแข็งระเหยง่าย	85
4.3.4	อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ	90
4.4	สัดส่วนสารอินทรีย์กับความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพ	99
4.4.1	ความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพ	99
4.4.2	สัดส่วนสารอินทรีย์	102
<b>5</b>	<b>สรุปผลการศึกษาและข้อเสนอแนะ</b>	<b>106</b>
5.1	สรุปผลการศึกษา	106
5.1.1	ผลของการการบำบัดก่อนของตะกอนส่วนเกินด้วยภาวะต่าง	106
5.1.2	ผลของการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างต่อการลดปริมาณ ตะกอนส่วนเกินในการย่อยแอนแอโรบิก	107
5.1.3	ผลของอุณหภูมิต่อการย่อยแอนแอโรบิก	108
5.1.4	ผลของระยะเวลาเก็บกักต่อการย่อยแอนแอโรบิก	108
5.1.5	สัดส่วนสารอินทรีย์กับความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพ	109
5.2	ข้อเสนอแนะ	110
	รายการอ้างอิง	112



## สารบัญ (ต่อ)

หน้า

### ภาคผนวก

ภาคผนวก ก	ข้อมูลการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง .....	119
ภาคผนวก ข	ข้อมูลประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ .....	124
ภาคผนวก ค	สัดส่วนสารอินทรีย์กับความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพ .....	143
ภาคผนวก จ	บทความทางวิชาการที่ได้รับการตีพิมพ์เผยแพร่ในระหว่างศึกษา .....	150
ประวัติผู้เขียน .....		169



## สารบัญตาราง

ตารางที่	หน้า
2.1	ลักษณะของตะกอนจากกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบต่างๆ.....7
2.2	ลักษณะสมบัติทางเคมีของตะกอนจากการทบทวนวรรณกรรม.....8
2.3	ข้อดีและข้อเสียของการปรับเสถียรตะกอนของระบบแบบแอโรบิก และแอนแอโรบิก.....17
2.4	ธาตุอาหารรองที่มีผลต่อการย่อยสลายแบบแอนแอโรบิก.....27
2.5	ผลของสารประกอบต่าง ๆ ที่มีผลต่อประสิทธิภาพของจุลินทรีย์ ในระบบย่อยสลายแบบแอนแอโรบิก.....28
2.6	สภาพเป็นพิษครั้งเดียวและเกิดต่อเนื่องในระบบย่อยสลายแบบแอนแอโรบิก.....29
2.7	สรุปผลการศึกษาที่ผ่านมาในกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง ในตะกอนส่วนเกินด้วยระบบแอนแอโรบิก.....41
2.8	ปริมาณการวัดการหายใจกับความคงตัวของสารอินทรีย์.....47
3.1	สภาวะในการเดินระบบที่ใช้ในการศึกษาในงานวิจัย.....57
3.2	พารามิเตอร์วิธีในการวิเคราะห์ และความถี่ในการเก็บ.....60
4.1	ลักษณะสมบัติของตะกอนดิบจากระบบบำบัดน้ำเสีย.....62
4.2	คุณลักษณะของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน ที่นำมาศึกษาในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง.....64
4.3	ปริมาณ NaOH ที่ใช้ในการปรับค่าพีเอชในการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง.....64
4.4	เปรียบเทียบความเข้มข้นของค่าของแข็งที่มีผลต่อการเพิ่มขึ้นของสัดส่วน ร้อยละของค่าซีโอดีละลายน้ำต่อซีโอดี.....67
4.5	ผลการศึกษาค่าทางจลนศาสตร์ในขั้นตอนกระบวนการไฮโดรไลซิส.....69
4.6	เปรียบเทียบอัตรา initial hydrolysis rate ค่า hydrolysis rate และ ค่า maximum soluble COD.....70
4.7	ลักษณะตะกอนดิบที่เข้าระบบย่อยแอนแอโรบิก.....75
4.8	ค่าเฉลี่ยซีโอดีละลายน้ำและค่าการละลายของตะกอนจากระบบย่อยแอนแอโรบิก.....84

## สารบัญตาราง(ต่อ)

ตารางที่	หน้า
4.9 อัตราการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดและชีโอดีทั้งหมดของ ถังปฏิกริยา.....	90
4.10 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพต่อปริมาณของแข็งระเหยง่ายและชีโอดีที่ถูกกำจัด และอัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อปริมาณของแข็งระเหยง่าย และชีโอดีที่ป้อนเข้าของถังปฏิกริยา.....	94
4.11 Temperature activity coefficient ( $\theta$ ) สำหรับระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ.....	95
4.12 ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในระบบย่อยแอนแอโรบิก.....	98
4.13 ค่าดัชนีการหายใจจากระบบย่อยแอนแอโรบิก.....	101



## สารบัญรูป

รูปที่	หน้า
2.1	วิธีการจัดการกับตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสีย.....10
2.2	ขั้นตอนการย่อยสลายทางชีวภาพแบบแอนแอโรบิก.....18
2.3	ถังย่อยแบบอัตราปกติ.....21
2.4	ถังย่อยแบบอัตราเร็ว.....22
2.5	การจำแนกสัดส่วนของตะกอนส่วนเกินหลังผ่านกระบวนการบำบัดก่อน.....31
2.6	เปรียบเทียบชนิดของสารเคมีต่อร้อยละของค่าซีไอดีละลาย.....35
2.7	ผลของซีไอดีละลายน้ำต่อระยะเวลาสัมผัส.....35
2.8	เปรียบเทียบกระบวนการบำบัดก่อนต่อความสามารถของซีไอดีละลายน้ำที่เพิ่มขึ้น.....37
2.9	รูปแบบการย่อยสลายทางชีวภาพในระบบบำบัด.....44
2.10	แผนผังโมเดลการย่อยสลายของ Gavala, Angelidaki, and Ahring.....45
2.11	แผนผังโมเดลการย่อยสลายของ Durruty, Zaritzky, and Gonzalez.....45
2.12	ปริมาณ COU ในการวัดการหายใจโดยใช้เครื่อง oxitop.....47
3.1	แผนการดำเนินการวิจัย.....51
3.2	ชุดการทดลองควบคุมระบบย่อยแอนแอโรบิก.....53
3.3	ชุดการทดลองผลของภาวะต่างต่อระบบย่อยแอนแอโรบิก.....53
3.4	ขั้นตอนการเลี้ยงตะกอนเชื้อแบบแอนแอโรบิก.....54
3.5	กระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง.....55
3.6	ขั้นตอนการเดินระบบย่อยสลายแบบแอนแอโรบิก.....56
3.7	แผนผังองค์ประกอบของสารอินทรีย์ในรูปซีไอดี.....58
4.1	ร้อยละของค่าซีไอดีละลายน้ำที่ค่าพีเอชต่าง ๆ กับระยะเวลาสัมผัส.....66
4.2	สัดส่วนของแข็งในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง.....71
4.3	ผลของค่าพีเอชและสัดส่วนบีโอดีต่อซีไอดี.....73
4.4	ค่าพีเอชในระบบย่อยแอนแอโรบิก.....78
4.5	สภาพความเป็นต่างในระบบย่อยแอนแอโรบิก.....78

## สารบัญรูป(ต่อ)

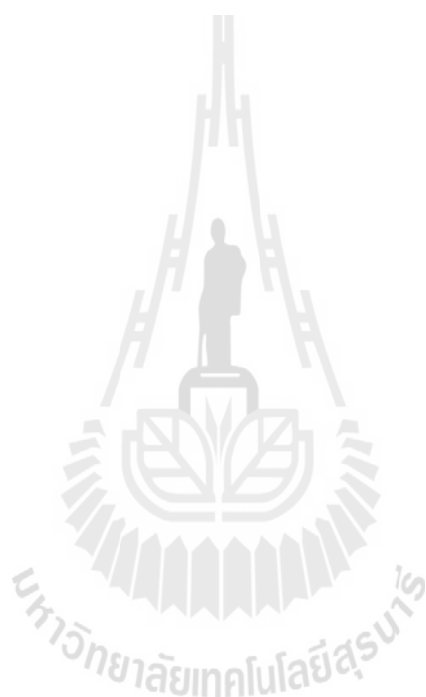
รูปที่	หน้า
4.6 ปริมาณชีโอดีของตะกอนที่เข้าและออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิก.....	81
4.7 ประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีในระบบย่อยแอนแอโรบิก.....	81
4.8 ค่าเฉลี่ยชีโอดีละลายน้ำของตะกอนที่เข้าและออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิก.....	84
4.9 ปริมาณของแข็งทั้งหมดของตะกอนที่เข้าและออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิก.....	86
4.10 ปริมาณของแข็งระเหยง่ายของตะกอนที่เข้าและออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิก.....	86
4.11 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดในระบบย่อยแอนแอโรบิก.....	88
4.12 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายในระบบย่อยแอนแอโรบิก.....	88
4.13 ปริมาณก๊าซชีวภาพจากระบบย่อยแอนแอโรบิก.....	92
4.14 ผลของอัตราภาระอินทรีย์เชิงปริมาตรที่เข้าระบบย่อยต่อประสิทธิภาพ การกำจัดของแข็งระเหยง่าย.....	97
4.15 ความเข้มข้นของค่าชีโอดี บีโอดี และสัดส่วนบีโอดีต่อชีโอดี.....	100
4.16 สัดส่วนชีโอดีที่ป้อนเข้าและออกของถังย่อย PTAN.....	104
4.17 สัดส่วนชีโอดีที่ป้อนเข้าและออกของถังย่อย TAN.....	104
4.18 สัดส่วนชีโอดีที่ป้อนเข้าและออกของถังย่อย PAN.....	105
4.19 สัดส่วนชีโอดีที่ป้อนเข้าและออกของถังย่อย AN.....	105

## คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ

pH	=	พีเอช
TS	=	ของแข็งทั้งหมด
TSS, SS	=	ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด
VSS	=	ของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย
TVS, VS	=	ของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด
TCOD	=	ซีโอดีทั้งหมด
SCOD	=	ซีโอดีละลายน้ำ
TBOD	=	บีโอดีทั้งหมด
SBOD	=	บีโอดีละลายน้ำ
TOC	=	สารอินทรีย์ทั้งหมด
S <sub>s</sub>	=	สารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้อย่างรวดเร็ว
X <sub>s</sub>	=	สารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ช้า
S <sub>i</sub>	=	สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้หรือสารอินทรีย์ละลายน้ำเฉื่อย
X <sub>i</sub>	=	อนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้หรืออนุภาคสารอินทรีย์เฉื่อย
OUR	=	โอยูอาร์
CH <sub>4</sub>	=	ก๊าซมีเทน
HRT	=	ระยะเวลาเก็บกัก
VFA	=	กรดอินทรีย์ระเหยง่าย
PS	=	ตะกอนขึ้นต้น
WAS	=	ตะกอนจากระบบบำบัดแบบแอ็กทิเวเต็ดสลัดจ์
FVFMSW	=	เศษผักและผลไม้ในของเสียชุมชน
vvm	=	ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที
PTAN	=	สภาวะที่มีกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างร่วมกับระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ ที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก
TAN	=	ระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ ที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก

## คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ(ต่อ)

PAN	=	สถานะที่มีกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างร่วมกับระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ ที่อุณหภูมิบรรยากาศ
AN	=	ระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ ที่อุณหภูมิบรรยากาศ



# บทที่ 1

## บทนำ

### 1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพที่ได้รับความนิยมส่วนใหญ่เป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง (Activated Sludge, AS) ซึ่งเป็นระบบบำบัดที่มีการหมุนเวียนตะกอนจากถังตกตะกอนกลับเข้าสู่ระบบเดิมอากาศเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสีย อีกทั้งยังสามารถรับน้ำเสียที่มีปริมาณมากได้ ระบบดังกล่าวจะเหมาะสมกับการบำบัดน้ำเสียที่ปริมาณสารอินทรีย์ที่สูง เช่น น้ำเสียจากอุตสาหกรรมอาหาร น้ำเสียจากอุตสาหกรรมทางการเกษตรและน้ำเสียชุมชนเป็นต้น โดยตะกอนจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบเดิมอากาศจะเปลี่ยนรูปของสารอินทรีย์ไปอยู่ในรูปของคาร์บอนไดออกไซด์ น้ำ และตะกอนจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นใหม่ โดยทั่วไปอัตราในการเกิดตะกอนจุลินทรีย์จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งอยู่ในช่วง 0.4-0.8 มิลลิกรัมของของแข็งแขวนลอยระเหยต่อมิลลิกรัมของบีโอดีที่ถูกกำจัด (Qasim, 1999; Metcalf & Eddy, 2004) โดยตะกอนจุลินทรีย์ดังกล่าวจะถูกเรียกว่า ตะกอนส่วนเกิน (Waste Activated Sludge, WAS) ซึ่งจะมีความแตกต่างกันขึ้นกับค่าการออกแบบและการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียหากปริมาณตะกอนในระบบเดิมอากาศมีมากเกินไปจะส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียลดลง จึงต้องมีการนำออกจากระบบบำบัดเพื่อไปกำจัดหรือบำบัดต่อไป แต่อย่างไรก็ตามค่าใช้จ่ายในการบำบัดและกำจัดมีค่าที่สูงซึ่งคิดเป็นร้อยละ 20 – 50 ของค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสียทั้งหมดของระบบบำบัดน้ำเสีย (Yiying, Huan, Bux, Zhiyu, and Yongfeng, 2009)

แนวทางในการจัดการกับตะกอนส่วนเกินที่เกิดขึ้นมีหลายวิธียกตัวอย่างเช่น การทำขึ้นเพื่อเพิ่มความเข้มข้นของตะกอนส่วนเกินซึ่งทำให้มีปริมาตรรวมลดลงการแยกน้ำจากตะกอนส่วนเกินเป็นการเพิ่มความเข้มข้นเพื่อความสะดวกในการขนย้าย และลดค่าใช้จ่ายในการดำเนินการ เช่นการขนส่งการลดขนาดของพื้นที่สำหรับฝังกลบเป็นต้นการปรับเสถียรของตะกอนส่วนเกินเป็นขั้นตอนที่ทำให้ตะกอนส่วนเกินมีความคงตัวซึ่งเป็นการลดเชื้อโรคและการป้องกันการเน่าเหม็นสามารถทำได้ทั้งกระบวนการทางเคมี เช่น การปรับเสถียรด้วยปูนขาวกระบวนการทางกายภาพ เช่น การปรับสภาพด้วยความร้อนและกระบวนการทางชีวภาพเช่น การหมักทำปุ๋ย (Composting) การย่อยสลายทางชีวภาพแบบแอโรบิก (Aerobic digestion) และการย่อยสลายทางชีวภาพแบบแอนแอโรบิก (Anaerobic digestion) เป็นต้น โดยทั่วไประบบบำบัดตะกอนทางชีวภาพ



แบบที่ใช้แบบแอโรบิกและแบบแอนแอโรบิกจะมีประสิทธิภาพในการบำบัดค่าของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (Volatile Suspended Solid, VSS) อยู่ที่ประมาณประมาณ 40-50% และมีระยะเวลาในการกักเก็บที่ยาวนาน (15-30 วัน) ในปัจจุบันพบว่าอุณหภูมิมีอิทธิพลต่อการบำบัดซึ่งต้องใช้พลังงานที่สูงในการให้ความร้อน เนื่องจากอยู่ในช่วงอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (อุณหภูมิอยู่ในช่วง 50-60 °C) จะสามารถลดปริมาณตะกอนได้สูงขึ้น

ตะกอนส่วนเกินดังกล่าวโดยทั่วไปจะมีน้ำเป็นองค์ประกอบมากถึงร้อยละ 90-97 (Metcalf & Eddy, 2004; Fakhru'l-Razi and Molla, 2007) อีกทั้งปริมาณของแข็งทั้งหมด (Total Solid, TS) ประมาณร้อยละ 0.5-1.2 และปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (Total Volatile Solid, TVS) ประมาณร้อยละ 60-90 ของปริมาณของแข็งทั้งหมด (Metcalf & Eddy, 2004) มีค่าซีโอดีละลายน้ำเพียงร้อยละ 2-3 ของค่าซีโอดีเท่านั้น และมีค่าสัดส่วนระหว่างบีโอดีต่อซีโอดีเพียง 0.16 (C.N. Chang et al., 2002) จากค่าดังกล่าวแสดงให้เห็นว่าตะกอนส่วนเกินเป็นสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่เกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก จึงจำเป็นต้องมีการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ขนาดใหญ่ให้มีขนาดเล็กลง ซึ่งจะช่วยให้เพิ่มความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายขึ้น หรือที่เรียกว่ากระบวนการไฮโดรไลซิสแต่สำหรับระบบการย่อยสลายทางชีวภาพแบบแอนแอโรบิกในขั้นตอนดังกล่าวนี้จะใช้ระยะเวลาในการบำบัดที่ยาวนานเนื่องจากคุณลักษณะของตะกอนส่วนเกิน หากต้องการเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดจึงควรมีระบบบำบัดก่อน (Pretreatment Process)

ในปัจจุบันกระบวนการบำบัดก่อนมีด้วยกันหลายวิธี เช่น การใช้ความร้อน (Thermal Pretreatment) การใช้คลื่นอัลตราโซนิก (Ultrasonic Pretreatment) ภาวะด่าง (Alkaline Pretreatment) หรือการนำกระบวนการร่วมระหว่าง 2 กระบวนการร่วมกัน เช่น กระบวนการบำบัดก่อนด้วยความร้อนร่วมกับภาวะด่าง (Thermal-Alkaline Pretreatment) เป็นต้น ผลของตะกอนส่วนเกินหลังจากผ่านกระบวนการบำบัดก่อนจะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในกระบวนการไฮโดรไลซิสเพื่อเปลี่ยนรูปของตะกอนส่วนเกินที่ไม่ละลายน้ำให้อยู่ในรูปที่ละลายน้ำ (solubilization) การใช้ความร้อนที่อุณหภูมิ 121 °C ภายใต้อุณหภูมิ 1.5 atm เป็นเวลา 30 นาที สามารถเพิ่มค่าความสามารถซีโอดีละลายน้ำ (SCOD Solubilization) ได้ร้อยละ 17.6 สำหรับการใช้อัลตราโซนิกที่สภาวะความถี่ 42 kHz เป็นระยะเวลา 120 นาที และควบคุมอุณหภูมิที่ 25 °C สามารถเพิ่มค่าความสามารถการละลายของค่าซีโอดีละลายน้ำได้ร้อยละ 18.0 และการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่าง โดยใช้ NaOH ปรับค่าความเป็นกรดด่าง (pH) เท่ากับ 12 เป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง สามารถเพิ่มค่าความสามารถการละลายของค่าซีโอดีละลายน้ำได้ร้อยละ 39.8 (Kim et al., 2003) เมื่อเปรียบเทียบกับกระบวนการบำบัดก่อนดังกล่าวพบว่าในภาวะด่างสามารถเปลี่ยนรูปของตะกอนที่ไม่ละลายน้ำให้อยู่ในรูปที่ละลายน้ำได้มากที่สุดซึ่งจะสามารถช่วยเพิ่มความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพได้สูงขึ้น

เพื่อลดผลกระทบของการย่อยในขั้นตอนการย่อยสลายทางชีวภาพจึงได้มีการศึกษาการนำกระบวนการทางกายภาพเข้ามาช่วยในการบำบัดก่อนเพื่อเปลี่ยนรูปของตะกอนให้อยู่ในรูปที่ละลายน้ำ (solubilization) เช่น ภาวะด่างจะช่วยย่อยสลายสารโพลิเมอร์ภายนอกเซลล์ (extracellular polymeric substances; EPS) ซึ่ง EPS เป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพยากหรือไม่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ (Dumas et al., 2010) การบำบัดก่อนในสภาวะกรดโดยใช้กรดไฮโดรคลอริก (hydrochloric acid, HCl) ความเข้มข้น 5 นอร์มอลปรับให้มีความพีเอชเท่ากับ 1.5 สามารถลดค่าของแรงจลนพลวัตของตะกอนได้ร้อยละ 25 และสามารถเพิ่มค่าความสามารถการละลายของค่าชีโอดีละลายน้ำได้ร้อยละ 13.58 และในภาวะด่างโดยใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ (Sodium hydroxide, NaOH) ความเข้มข้น 5 นอร์มอลมีความพีเอชต่างเท่ากับ 12.5 สามารถลดค่าของแรงจลนพลวัตของตะกอนได้ร้อยละ 52.5 และสามารถเพิ่มค่าความสามารถการละลายของค่าชีโอดีละลายน้ำได้ร้อยละ 23.42 ที่ระยะเวลา 24 ชั่วโมง (Giovanni B. De Franchi, 2005) อีกทั้งยังช่วยเพิ่มปริมาณแก๊สชีวภาพ 113 ลิตรต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน จาก 83 ลิตรต่อลูกบาศก์เมตรต่อวันสำหรับในระบบบำบัดย่อยตะกอนแบบแอนแอโรบิกเมื่อเปรียบเทียบระหว่างระบบที่มีระบบบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างกับไม่มีระบบบำบัดก่อน (Lin et al., 1997) และยังช่วยลดระยะเวลาในการบำบัดได้ถึงร้อยละ 34.6 โดยสังเกตจากปริมาตรของแก๊สที่ร้อยละ 80 ของปริมาตรแก๊สที่เกิดขึ้นมากที่สุด (Zheng et al., 2009) ดังนั้นการศึกษานี้จึงนำผลของภาวะด่าง (Alkaline) ต่อการย่อยสลายตะกอนส่วนเกินด้วยระบบย่อยแบบแอนแอโรบิก เพื่อปรับปรุงคุณลักษณะของตะกอนให้อยู่ในรูปที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายขึ้นโดยศึกษาปัจจัยของอุณหภูมิ และระยะเวลาเก็บกักพักผลผลิต (Hydraulic Retention Time) ที่มีผลต่อประสิทธิภาพของการลดลงของตะกอนในการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างในการย่อยตะกอนส่วนเกินด้วยระบบย่อยแบบแอนแอโรบิก

## 1.2 วัตถุประสงค์

1.2.1 เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดตะกอนส่วนเกินโดยการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่าง และระบบย่อยแบบแอนแอโรบิก

1.2.2 เพื่อศึกษาผลของอุณหภูมิและระยะเวลากักพักผลผลิตต่อระบบย่อยแบบแอนแอโรบิก

### 1.3 ขอบเขตการศึกษา

งานวิจัยนี้จะทำการศึกษาในตัวอย่างตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบตะกอนเร่ง (Activated sludge) จากโรงบำบัดน้ำเสียชุมชนซึ่งมีขอบเขตการศึกษาดังรายละเอียดต่อไปนี้

1.3.1 งานวิจัยนี้ทำการศึกษาผลของภาวะต่างต่อการย่อยตะกอนส่วนเกินด้วยระบบย่อยแบบแอนแอโรบิกที่อาคารเครื่องมือ 4 มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ตะกอนส่วนเกินที่นำมาศึกษาจะเป็นตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบตะกอนเร่ง (Activated sludge) ของโรงบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลศูนย์น่านมัยที่ 5 จังหวัดนครราชสีมาซึ่งเป็นตัวแทนของระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน

1.3.2 ในขั้นตอนกระบวนการบำบัดก่อนของตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีปรับสภาพในภาวะต่างโดยใช้ NaOHปรับค่าพีเอชในช่วง 8-14 ระยะเวลาในการสัมผัส 24 ชั่วโมง พารามิเตอร์ที่ใช้เลือกภาวะของค่าที่เหมาะสมที่สุดโดยสังเกตจาก ค่าซีโอดีละลายน้ำ (SCOD) ความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพ และค่าใช้จ่ายของสารเคมีในการปรับค่าพีเอช

1.3.3 ศึกษาผลกระทบของระยะเวลาเก็บกัก (Hydraulic Retention Time) ที่เหมาะสมสำหรับการควบคุมระบบในการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างในการย่อยตะกอนส่วนเกินด้วยระบบย่อยแบบแอนแอโรบิกซึ่งทำการศึกษาระยะเวลากักพักชลศาสตร์แบ่งออกเป็น 3 ช่วงคือ ที่ระยะเวลากักพักชลศาสตร์ 7, 14 และ 21 วัน ตามลำดับ

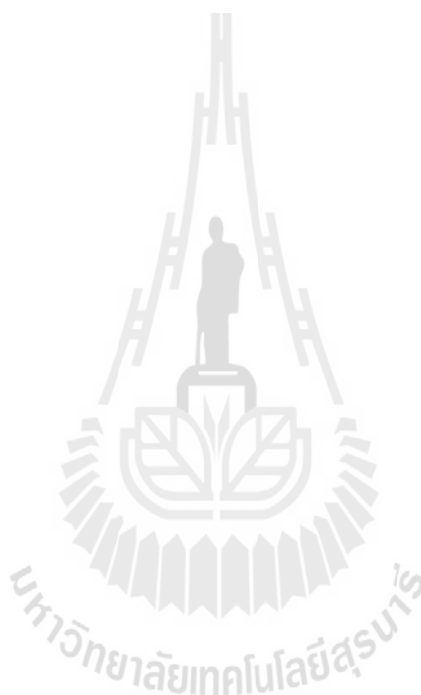
1.3.4 ศึกษาผลของอุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับการควบคุมระบบการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างในการย่อยตะกอนส่วนเกินด้วยระบบย่อยแบบแอนแอโรบิก ซึ่งทำการศึกษาที่ 2 อุณหภูมิ คือ ในช่วงอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิก (อุณหภูมิอยู่ในช่วง  $55 \pm 2^{\circ}\text{C}$ ) และในช่วงอุณหภูมิภายในบรรยากาศ

1.3.5 พารามิเตอร์ที่ทำการศึกษาดังนี้พีเอช (pH) ปริมาณสารอินทรีย์ในรูปของบีโอดี (Biochemical Oxygen Demand) บีโอดีละลายน้ำ (Soluble Biochemical Oxygen Demand) ซีโอดี (Chemical Oxygen Demand) ซีโอดีละลายน้ำ (Soluble Chemical Oxygen Demand) ปริมาณของแข็งได้แก่ของแข็งทั้งหมด (Total solids) ของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (Total volatile solids) ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (Total suspended solids) และของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายทั้งหมด (Total volatile suspended solids) สภาพความเป็นด่าง (Alkalinity) แอมโมเนียไนโตรเจน ( $\text{NH}_3$ ) ปริมาณก๊าซชีวภาพ

#### 1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1.4.1 สามารถเสนอแนวทางในการเพิ่มประสิทธิภาพการลดลงของตะกอนและสภาวะที่เหมาะสมในการควบคุมระบบการย่อยสลายตะกอนแบบแอนแอโรบิก

1.4.2 ใช้เป็นข้อมูลในการเดินระบบในการเดินระบบย่อยสลายแบบแอนแอโรบิกโดยมีกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะเป็นด่าง



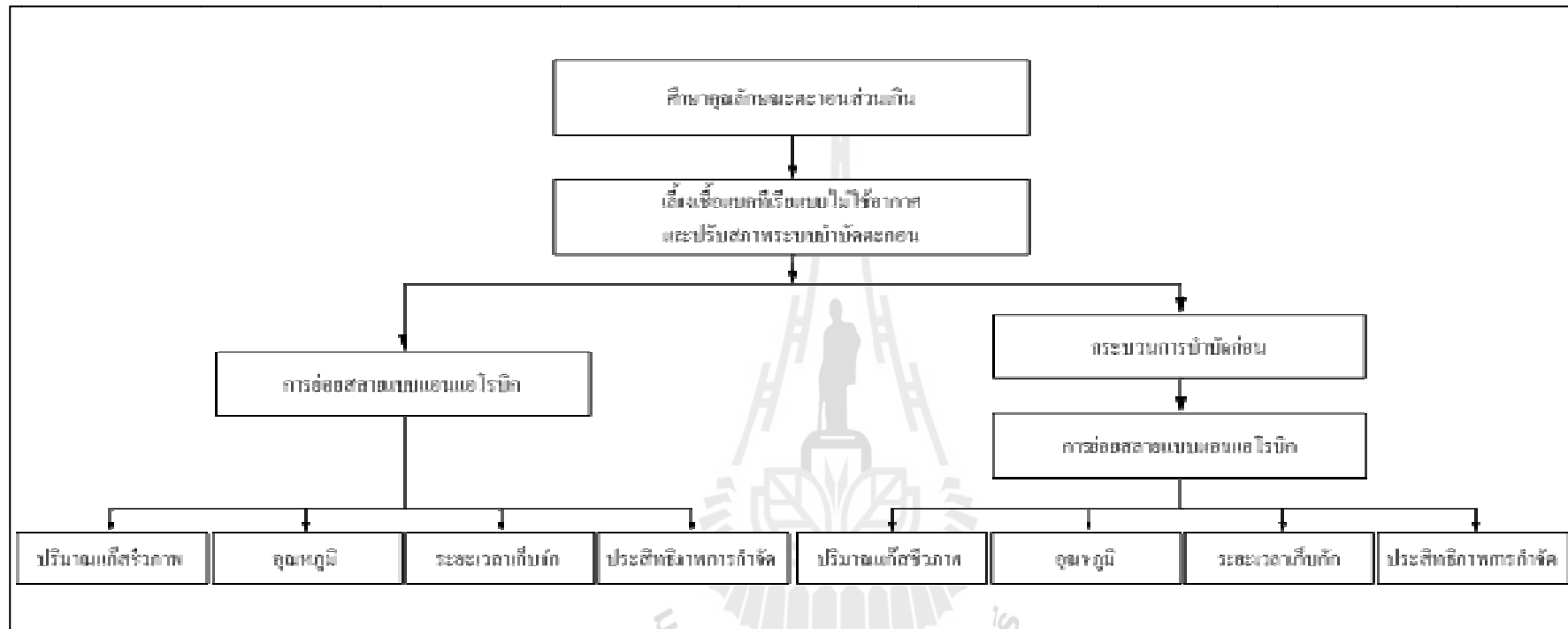
## บทที่ 3

### วิธีดำเนินการวิจัย

ในปัจจุบันของเสียที่เกิดจากระบบบำบัดน้ำเสียมีปัญหาในการขนย้ายไปกำจัดยังสถานรับกำจัด ดังนั้นจึงควรมีวิธีการจัดการกับตะกอนส่วนเกินที่เกิดขึ้นนี้ การศึกษาครั้งนี้เป็นการศึกษาวิจัยเชิงทดลอง (Experimental Research) โดยพิจารณาประสิทธิภาพประสิทธิภาพการลดลงของของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียโดยมีภาวะต่างเป็นกระบวนการบำบัดก่อนต่อด้วยการย่อยสลายแบบแอนแอโรบิก

#### 3.1 การดำเนินการวิจัย

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาผลของภาวะต่างต่อกระบวนการย่อยสลายแบบแอนแอโรบิก โดยจะศึกษาระยะเวลาเก็บกักพักชลศาสตร์ (Hydraulic Retention Time) และอุณหภูมิ (Temperature) ที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการย่อยสลายตะกอนแบบแอนแอโรบิกสำหรับกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างจะศึกษาหาสภาวะที่เหมาะสม เพื่อนำมาประยุกต์ใช้เป็นกระบวนการร่วมกับระบบแอนแอโรบิก โดยวิธีการศึกษาจะใช้สารเคมีโซเดียมไฮดรอกไซด์ในการปรับค่าความเป็นกรดต่างช่วง 8-14 และเลือกสภาวะที่เหมาะสมมาเดินระบบร่วม โดยมีการเปรียบเทียบระบบแอนแอโรบิกที่มีขั้นตอนกระบวนการบำบัดก่อน และไม่มีขั้นตอนกระบวนการบำบัดก่อน การศึกษาผลของระยะเวลาเก็บกักพักชลศาสตร์ในการบำบัดตะกอนจะทำการศึกษาเปลี่ยนแปลงระยะเวลา 3 ช่วง คือที่ระยะเวลา 7 14 และ 21 วัน สำหรับการศึกษาอุณหภูมิจะศึกษาผลของอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก และที่อุณหภูมิเมสอฟิลิก โดยพิจารณาประสิทธิภาพในการบำบัดตะกอนส่วนเกินในรูปของของแข็ง (Total solids) ของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (Total volatile solids) ซีไอดีและปริมาณแก๊สชีวภาพ เป็นต้น มีขั้นตอนการศึกษาดังรูปที่ 3.1



รูปที่ 3.1 แผนการดำเนินการวิจัย

### 3.2 การศึกษาคุณลักษณะสมบัติของตะกอนส่วนเกิน

ตะกอนส่วนเกินที่ใช้ในการศึกษานี้จะนำมาจากโรงบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลศูนย์อนามัยที่ 5 จังหวัดนครราชสีมา การเก็บรักษาตะกอนส่วนเกินที่นำมาศึกษาจะทำการควบคุมที่อุณหภูมิ  $4^{\circ}\text{C}$  และจะเก็บตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียอาทิตย์ละครั้ง โดยมีพารามิเตอร์ที่ทำการศึกษามีดังนี้ ค่าบีโอดี (Biochemical Oxygen Demand, BOD) ค่าบีโอดีละลาย (Soluble Biochemical Oxygen Demand, SBOD) ค่าซีโอดี (Chemical Oxygen Demand, COD) ค่าซีโอดีละลาย (Soluble Chemical Oxygen Demand, SCOD) ปริมาณของแข็งได้แก่ของแข็งทั้งหมด (Total solids) ของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (Total volatile solids) ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (Total suspended solids) ของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายทั้งหมด (Total volatile suspended solids) สภาพความเป็นด่าง (Alkalinity) แอมโมเนียไนโตรเจน ( $\text{NH}_3$ ) เพื่อใช้ในการวิเคราะห์ประสิทธิภาพในการบำบัดตะกอนส่วนเกิน

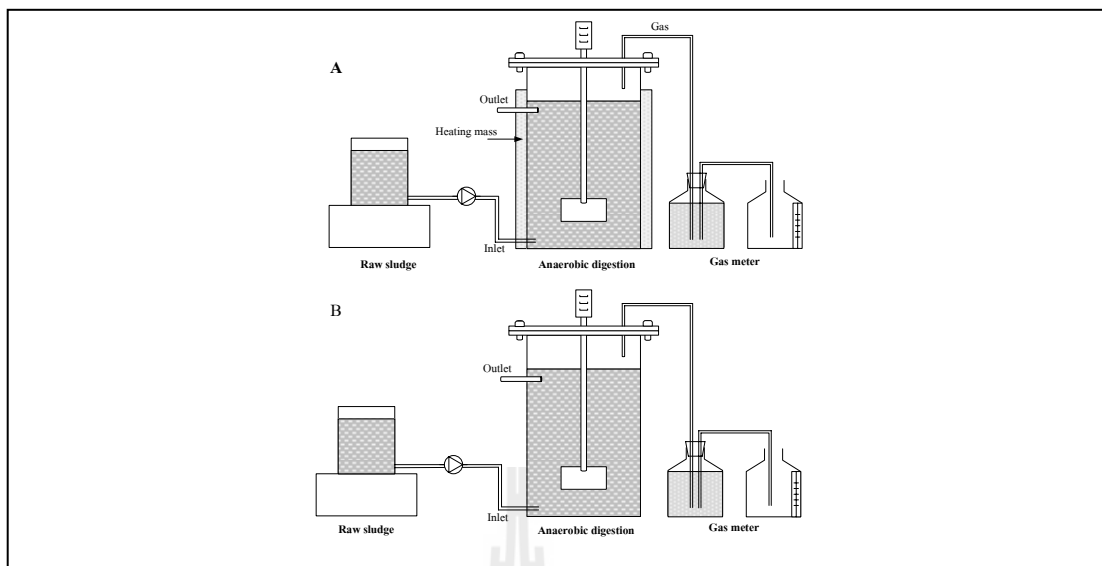
### 3.3 การเตรียมชุดการทดลองสำหรับงานวิจัย

ชุดการทดลองที่ใช้ในการวิจัยนี้เป็นถึงปฏิบัติการที่มีปริมาตรใช้งานเท่ากับ 20 ลิตรสามารถแบ่งชุดการทดลองตามสภาวะที่มีกระบวนการบำบัดก่อนได้เป็น 2 ชุดการทดลองดังนี้

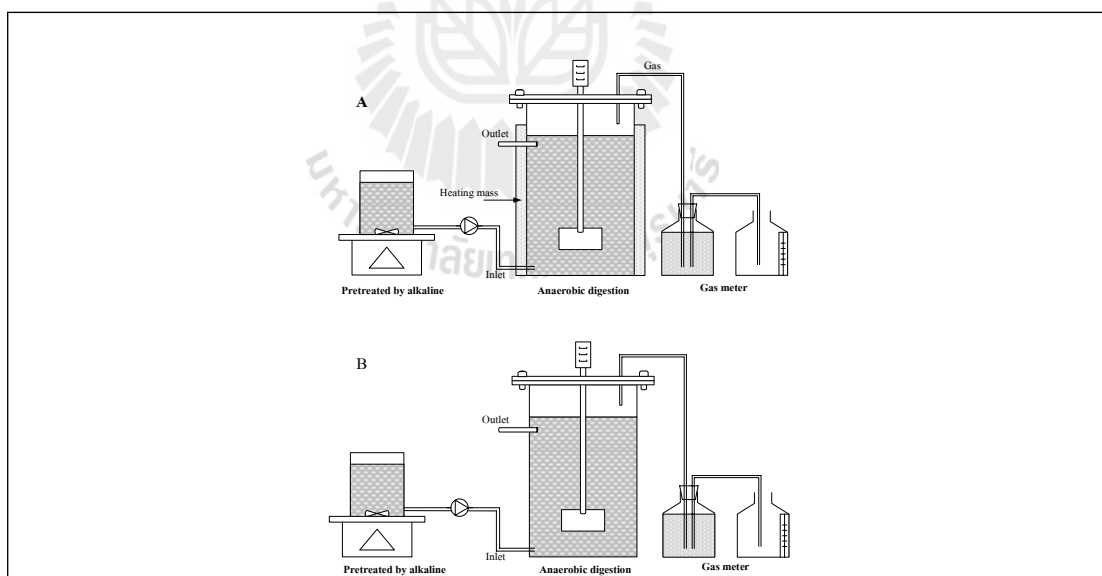
(1) ชุดการทดลองควบคุมสำหรับศึกษากระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพแบบแอนแอโรบิกประกอบด้วยถึงปฏิบัติการสำหรับอุณหภูมิบรรยากาศ (ambient temperature) จำนวน 1 ชุดซึ่งควบคุมอุณหภูมิตามสภาพแวดล้อมและถึงปฏิบัติการสำหรับอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (thermophilic,  $55\pm 2^{\circ}\text{C}$ ) จำนวน 1 ชุดควบคุมอุณหภูมิด้วยวิธีการหมุนเวียนน้ำร้อนจาก Water Bath เข้าระบบดังแสดงในรูปที่ 3.2

(2) ชุดการทดลองสำหรับศึกษาผลของสภาวะต่างต่อกระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพแบบแอนแอโรบิกประกอบด้วยถึงปฏิบัติการสำหรับกวนผสมสารเคมีและตะกอนส่วนเกิน ถึงปฏิบัติการสำหรับอุณหภูมิบรรยากาศ (ambient temperature) จำนวน 1 ชุดซึ่งควบคุมอุณหภูมิตามสภาพแวดล้อมและถึงปฏิบัติการสำหรับอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (thermophilic,  $55\pm 2^{\circ}\text{C}$ ) จำนวน 1 ชุดควบคุมอุณหภูมิด้วยวิธีการหมุนเวียนน้ำร้อนจาก Water Bath เข้าระบบดังแสดงในรูปที่ 3.3

นอกจากนี้เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดตะกอนส่วนเกินด้วยระบบร่วมระหว่างการย่อยสลายทางชีวภาพแบบแอนแอโรบิกและป้องกันการเกิดการแยกชั้นและทำให้เกิดการผสมกันอย่างสมบูรณ์ของตะกอนส่วนเกินภายในถึงปฏิบัติการดังนั้นในแต่ละถึงปฏิบัติการจะมีเครื่องกวนผสมประกอบอยู่ด้วย การศึกษาถ้าชีวภาพที่ได้จากระบบย่อยสลายแบบแอนแอโรบิกจะใช้หลักการแทนที่น้ำ



รูปที่ 3.2 ชุดการทดลองควบคุมระบบย่อยแอนแอโรบิก  
ถึงปฏิกิริยาสำหรับอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิก(A)  
ถึงปฏิกิริยาสำหรับอุณหภูมิบรรยากาศ(B)

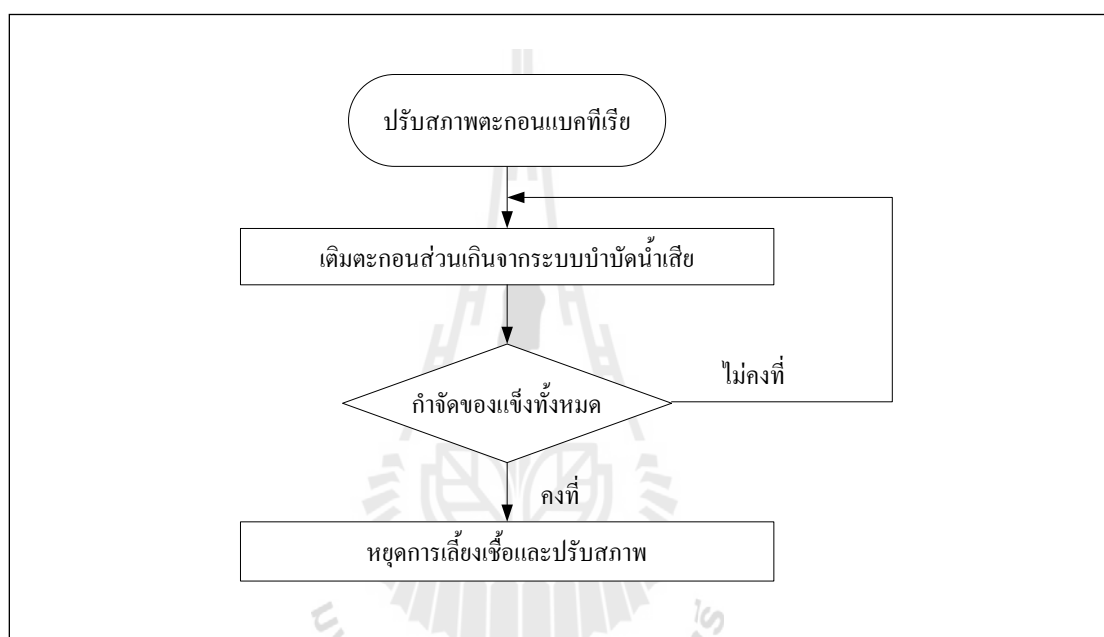


รูปที่ 3.3 ชุดการทดลองผลของภาวะต่างต่อระบบย่อยแอนแอโรบิก  
ถึงปฏิกิริยาสำหรับอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิก(A)  
ถึงปฏิกิริยาสำหรับอุณหภูมิบรรยากาศ(B)



### 3.4 การเลี้ยงเชื้อและปรับสภาพจุลินทรีย์

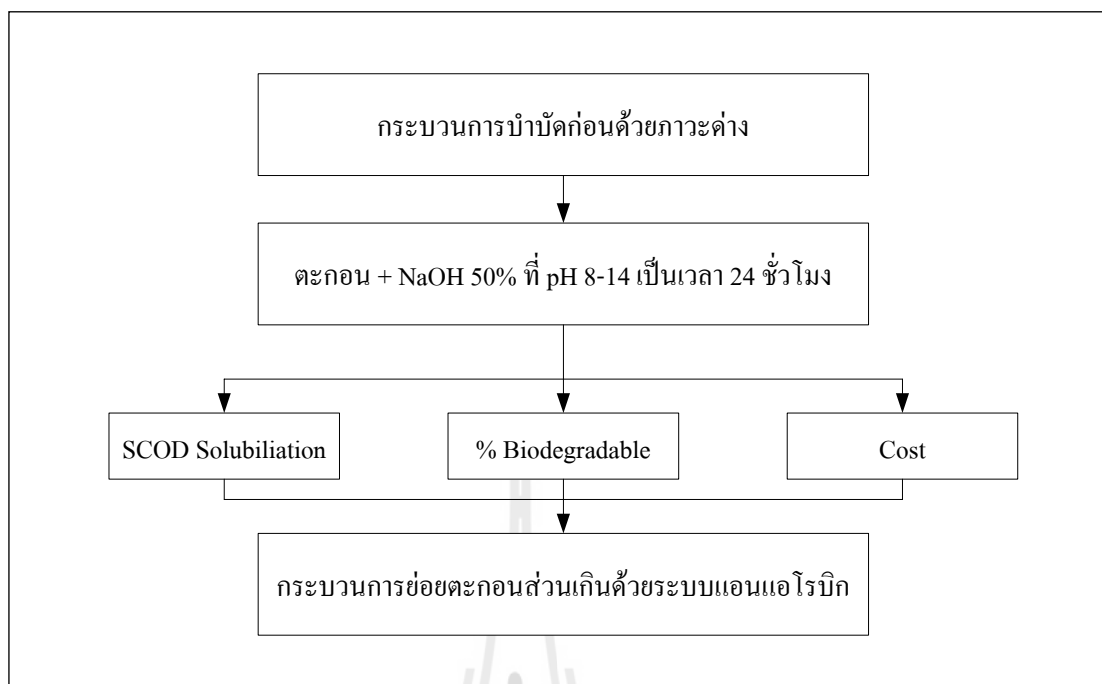
ตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้ในการศึกษานี้จะนำมาจากโรงบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลศูนย์อนามัยที่ 5 จังหวัดนครราชสีมาโดยเริ่มจากการเติมตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียเข้าไป สภาวะที่ใช้ในการควบคุม ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) อยู่ที่ประมาณ  $7 \pm 0.2$  และระยะเวลาเก็บกักที่ 21 วัน โดยการเลี้ยงตะกอนจะสิ้นสุดเมื่อมีประสิทธิภาพในการลดลงของค่าของแข็งทั้งหมดคงที่นับเป็นจุดสิ้นสุดการเลี้ยงตะกอนดังรูปที่ 3.4



รูปที่ 3.4 ขั้นตอนการเลี้ยงตะกอนเชื้อแบบแอนแอโรบิก

### 3.5 การศึกษาสภาวะที่เหมาะสมต่อกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง

ในกระบวนการบำบัดก่อนจะมีการปรับสภาพในภาวะต่าง (Alkaline) โดยใช้สารเคมี NaOH ปรับพีเอชในช่วง 8-14 ระยะเวลาในการสัมผัส 24 ชั่วโมง ดังรูปที่ 3.5 จากนั้นจะทำการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ดังนี้ ค่าซีโอดี (Chemical Oxygen Demand, COD) ค่าซีโอดีละลาย (Soluble Chemical Oxygen Demand, SCOD) ของแข็งทั้งหมด (Total solids) ของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (Total volatile solids) สภาพความเป็นด่าง (Alkalinity) %biodegradable และค่าใช้จ่ายในการปรับ pH เพื่อใช้ในการวิเคราะห์ประสิทธิภาพในการบำบัดตะกอนส่วนเกิน ในการเลือก pH ที่เหมาะสมที่สุดแล้วจึงนำตะกอนดังกล่าวเข้าสู่ระบบแบบไม่ใช้ออกซิเจนต่อไป



รูปที่ 3.5 กระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง

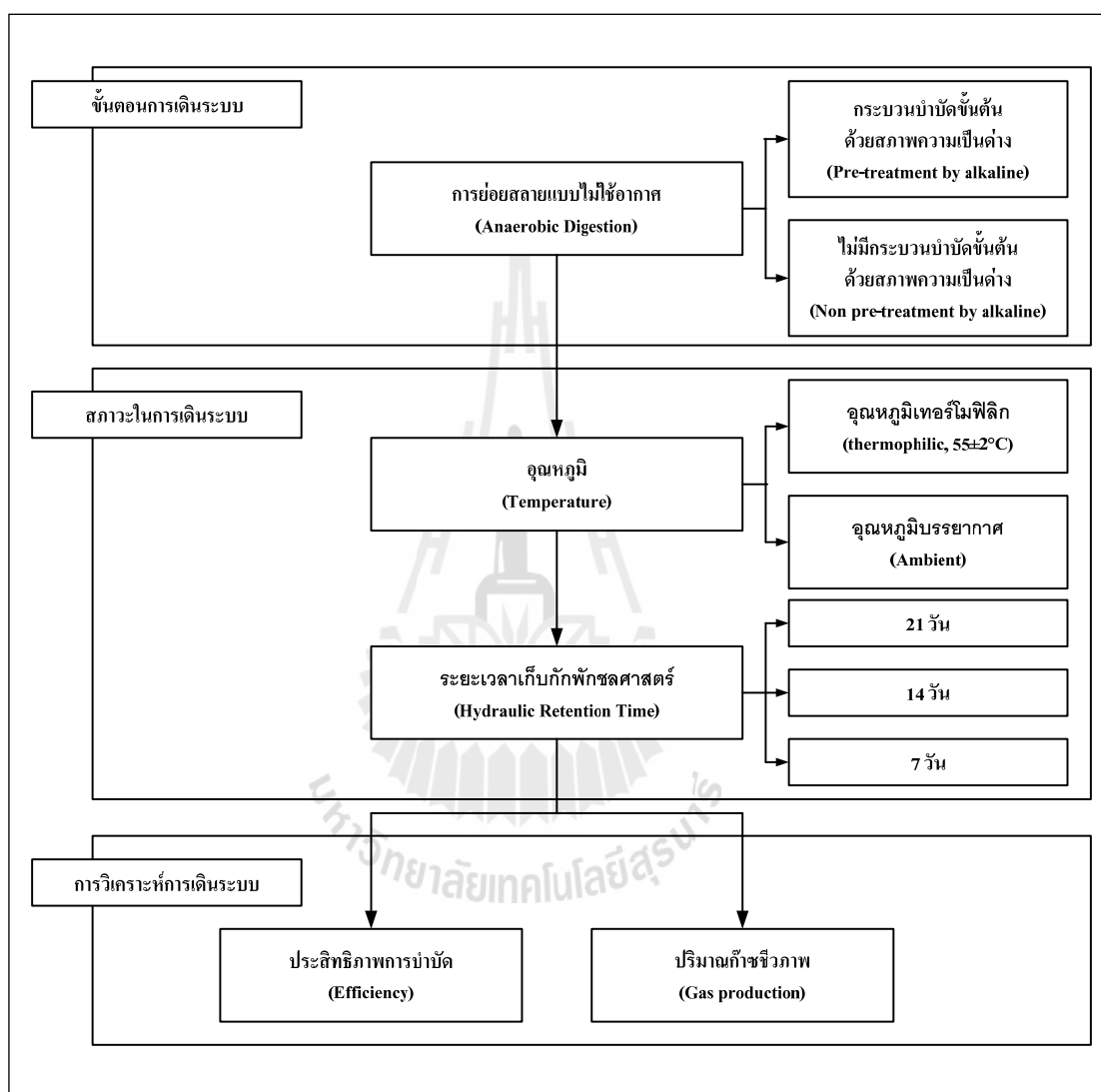
### 3.6 การศึกษาผลของภาวะต่างต่อประสิทธิภาพการย่อยสลายตะกอนส่วนเกินแบบแอนแอโรบิก

โดยพิจารณาประสิทธิภาพประสิทธิภาพการลดลงของของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียโดยมีภาวะต่างเป็นกระบวนการบำบัดก่อนต่อด้วยกระบวนการย่อยสลายแบบแอนแอโรบิก โดยจะศึกษาระยะเวลาเก็บกักพักชลศาสตร์ (Hydraulic Retention Time) และอุณหภูมิ (Temperature) ที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดตะกอนแบบไม่ใช้อากาศดังรูปที่ 3.6

#### 3.6.1 การศึกษาผลกระทบของอุณหภูมิ (Temperatures) ต่อประสิทธิภาพการบำบัดตะกอนส่วนเกิน

การศึกษาผลกระทบของอุณหภูมิ (Temperature) นี้จะทำการศึกษาในช่วงอุณหภูมิแตกต่างกันดังนี้ช่วงอุณหภูมิบรรยากาศ (ambient temperatures) ทั้งที่มีกระบวนการร่วมระหว่างกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง (PAN) และไม่มีกระบวนการบำบัดก่อน (AN) สำหรับช่วงอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (thermophilic temperature,  $55 \pm 2^\circ\text{C}$ ) เช่นเดียวกับอุณหภูมิบรรยากาศ คือมีทั้งกระบวนการร่วมระหว่างกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง (PTAN) และไม่มีกระบวนการบำบัดก่อน (TAN) ในแต่ละถึงปฏิบัติการได้ทำการเก็บตัวอย่างตะกอนที่เข้าและออกมาวิเคราะห์ลักษณะสมบัติของตะกอนที่ผ่านการย่อยทุก 3 วัน เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัด

สารอินทรีย์และวิเคราะห์ความสามารถย่อยสลายทางชีวภาพ พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ ได้แก่ ซีไอดีทั้งหมด ซีไอดีละลายน้ำ ของแข็งทั้งหมด ของแข็งระเหยง่าย และหาสัดส่วนสารอินทรีย์ ในรูปซีไอดี



รูปที่ 3.6 ขั้นตอนการเดินระบบย่อยสลายแบบแอนแอโรบิก

### 3.6.2 การศึกษาผลของระยะเวลาเก็บกักพักชลศาสตร์ (Hydraulic Retention Time) ต่อประสิทธิภาพการบำบัดตะกอนส่วนเกิน

ระยะเวลาเก็บกักพักชลศาสตร์ (Hydraulic Retention Time, HRT) เป็นปัจจัยอย่างหนึ่งที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการย่อยตะกอนแบบแอนแอโรบิก โดยในการศึกษาในครั้งนี้จะทำการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาเก็บกักที่ 7 14 และ 21 วัน โดยมีขั้นตอนการเดินระบบบำบัดตะกอนจะเป็นระบบแบบกึ่งต่อเนื่องคือจะมีการเติมตะกอนส่วนเกินเข้าระบบวันละครั้งตามตารางที่ 3.1 ในแต่ละถึงปฏิทินได้ทำการเก็บตัวอย่างตะกอนที่เข้าและออกมาวิเคราะห์ลักษณะสมบัติของตะกอนที่ผ่านการย่อยทุก 3 วัน เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ซึ่งการศึกษากำบัดตะกอนส่วนเกินจะมีการเปลี่ยนระยะเวลาเก็บกักก็ต่อเมื่อมีประสิทธิภาพในการลดลงของค่าของแข็งทั้งหมดคงที่

ตารางที่ 3.1 สภาวะในการเดินระบบที่ใช้ในการศึกษาในงานวิจัย

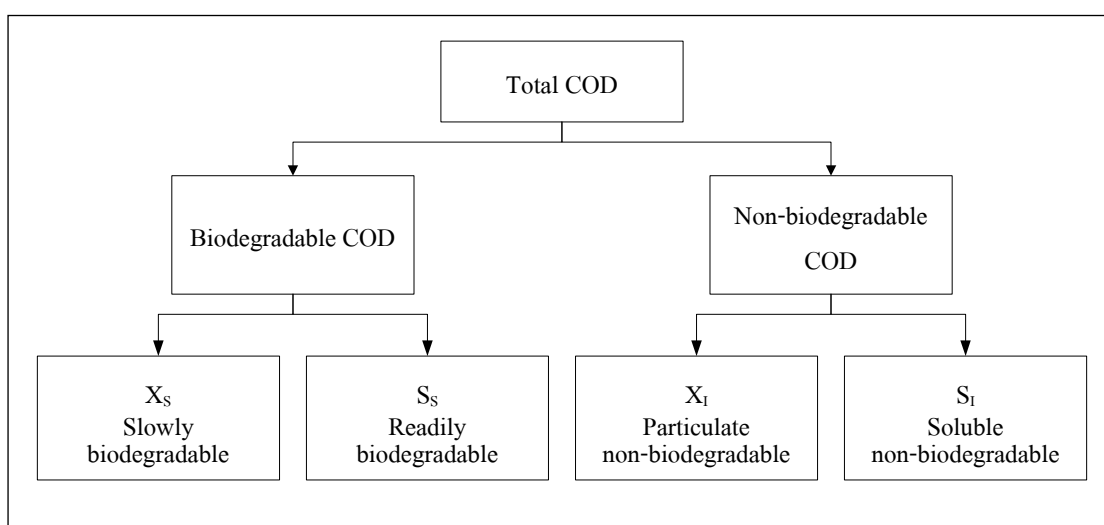
ปัจจัย	ค่าที่ใช้ในการทดลอง	
Organic Loading Rate, OLR (kg VS/m <sup>3</sup> -day)	0.47-1.42	
Total Solid, TS (mg/L)	8,000-12,000	
อัตราการใช้ของจุลินทรีย์ (L/day)	0.47-1.42	
ระยะเวลาเก็บกัก (day)	7-21	
pH	6.5-7.2	
อุณหภูมิ	Ambient	Thermophilic (55±2°C)

### 3.7 การศึกษาสัดส่วนสารอินทรีย์กับความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพ

#### 3.7.1 การศึกษาสัดส่วนสารอินทรีย์

การแบ่งสัดส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพสามารถแบ่งออกเป็น 2 สัดส่วนหลักดังรูปที่ 3.7 ได้แก่ สารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพ (Non-biodegradable) และสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพ (Biodegradable) ซึ่งสัดส่วนสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ในรูปชีโอดีทั้งหมดสามารถแบ่งออกเป็น 2 ส่วน คือ อนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ในรูปชีโอดีทั้งหมด (Non-biodegradable Particulate COD) และสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ในรูปชีโอดีทั้งหมด (Non-biodegradable Soluble) ส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพในรูปชีโอดี

ทั้งหมดสามารถแบ่งออกเป็น 2 ส่วนคือ สารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ช้า (Slowly Biodegradable COD) และสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้อย่างรวดเร็ว (Readily Biodegradable COD) ซึ่งขั้นตอนในการแบ่งสัดส่วนแต่ละชนิดออกจากกันสามารถทำได้ด้วยวิธีทางกายภาพ หรือวิธีทางชีวภาพ หรือทั้งสองวิธีร่วมกันได้ (Wentzel, Mbewe, Lakay, and Ekama, 1999; Boursier, Beline and Paul, 2005; Gatti, Garcia-Usach, Seco and Ferrer, 2010)



รูปที่ 3.7 แผนผังองค์ประกอบของสารอินทรีย์ในรูปชีโอดี

ในการศึกษาครั้งนี้จะทำการแบ่งสัดส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้วิธีทางชีวภาพด้วยวิธีกายภาพเคมี ซึ่งการแบ่งสัดส่วนด้วยวิธีนี้เป็นการแยกด้วยวิธีการกรอง โดยสามารถแยกสัดส่วนออกเป็น สารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้อย่างรวดเร็ว (Readily biodegradable organic substrate:  $S_s$ ) สารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ช้า (Slowly biodegradable organic substrate:  $X_s$ ) สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (Inert soluble organic matter:  $S_i$ ) และอนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (Inert particle organic matter:  $X_i$ ) จากการวิเคราะห์ค่าบีโอดี 20 วันของบีโอดีทั้งหมดและบีโอดีละลายน้ำ และชีโอดีทั้งหมดและชีโอดีละลายน้ำ เพื่อนำข้อมูลที่ได้มาคำนวณดังสมการที่ 3.1 – 3.4 ตามลำดับ

$$S_s = \text{SBOD}_{20} \quad (3.1)$$

$$X_s = \text{TBOD}_{20} - \text{SBOD}_{20} \quad (3.2)$$

$$S_i = \text{SCOD} - \text{SBOD}_{20} \quad (3.3)$$

$$X_i = \text{TCOD} - \text{SCOD} - (\text{TBOD}_{20} - \text{SBOD}_{20}) \quad (3.4)$$

### 3.7.2 ความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพ

การศึกษาความสามารถในการย่อยสลายสามารถวัดได้หลายรูปแบบแต่การศึกษาในครั้งนี้จะใช้สัดส่วนของค่าบีโอดีต่อซีโอดี และค่าดัชนีการหายใจหรือค่า OUR ในการพิจารณาในความคงตัวของตะกอนส่วนเกิน ซึ่งในการพิจารณาค่าดังกล่าวจะใช้เครื่อง oxitop แล้วแปลงค่าที่วิเคราะห์ห่อออกมาของดัชนีการหายใจหรือ OUR (ดังแสดงการคำนวณในหัวข้อที่ 2.7) โดยสามารถแบ่งความคงตัวได้ทั้งหมด 4 แบบ คือ ถ้าค่าดังกล่าวมีค่ามากกว่า 30 มิลลิกรัมออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยต่อชั่วโมง สารอินทรีย์จะไม่มีความคงตัวมาก หากค่า OUR อยู่ในช่วงระหว่าง 15-30 มิลลิกรัมออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยต่อชั่วโมง สารอินทรีย์นั้นไม่มีความคงตัว แต่ถ้าหากค่า OUR อยู่ในช่วงระหว่าง 5-15 มิลลิกรัมออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยต่อชั่วโมง สารอินทรีย์นั้นเริ่มมีความคงตัวแล้ว และยิ่งค่า OUR มีค่าน้อยกว่า 5 มิลลิกรัมออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยต่อชั่วโมง พบว่าสารอินทรีย์นั้นมีความคงตัวมาก

### 3.8 วิธีการวิเคราะห์ที่ใช้ในการวิจัย

การศึกษานี้ทดลองเดินระบบแบบต่อเนื่อง ตั้งแต่ กรกฎาคม 2555 – กรกฎาคม 2556 โดยแบ่งช่วงการศึกษาออกเป็น 4 ช่วง คือ ช่วงเลี้ยงเชื้อและปรับสภาพตะกอนเป็นระยะเวลา 60 วัน ช่วงเริ่มต้นการทดลองที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน จำนวน 102 วัน การทดลองที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน จำนวน 108 วัน และการทดลองที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วัน จำนวน 104 วัน ซึ่งทำการเก็บตัวอย่างใน 2 จุด คือ ตัวอย่างตะกอนดิบที่เข้าระบบ น้ำตะกอนที่ออกจากถังปฏิกริยา โดยแบ่งออกเป็นพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์เพื่อควบคุมและดูแลสภาพทั่วไปของระบบในระหว่างดำเนินการทดลองที่วิเคราะห์ทุกวัน ได้แก่ ค่าพีเอช (pH) อุณหภูมิ (Temperature) ค่าสภาพความเป็นด่าง (Alkalinity) และปริมาณก๊าซมีเทน (Methane production) และพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์เพื่อหาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ ได้แก่ ค่าซีโอดี (Chemical Oxygen Demand: COD) ปริมาณของแข็ง ได้แก่ ของแข็งทั้งหมด (Total

solids) ของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (Total volatile solids) ที่เก็บตัวอย่างตะกอนส่วนเกินที่เข้าและออกจากระบบทุก 3 วันเนื่องจากเป็นช่วงเวลาที่รูปแบบการกำจัดสารอินทรีย์มีความสอดคล้องกัน และมีการเปลี่ยนแปลงน้อย (Zhiyi et al., 2008) และวิเคราะห์ค่าบีโอดีทั้งหมดและบีโอดีละลายน้ำหลังจากที่ระบบย่อยแอนแอโรบิกมีประสิทธิภาพคงตัว เพื่อนำข้อมูลที่ได้ไปวิเคราะห์หาสัดส่วนสารอินทรีย์ โดยแต่ละพารามิเตอร์ดังกล่าวข้างต้นสามารถวิเคราะห์ได้ด้วยวิธีการวิเคราะห์ดังแสดงในตารางที่ 3.2 ซึ่งอ้างอิงวิธีการวิเคราะห์ตาม APHA et al. (2005)

ตารางที่ 3.2 พารามิเตอร์วิธีในการวิเคราะห์ และความถี่ในการเก็บ

พารามิเตอร์	วิธีการ / เครื่องมือวิเคราะห์	ความถี่ในการเก็บ ตัวอย่าง / วิเคราะห์
พีเอช	pH meter	ทุกวัน
อุณหภูมิ	Thermometer	
ปริมาณก๊าซชีวภาพ	Water displacement system	
สภาพความเป็นด่าง	Titration Method	
ซีโอดี (COD) - ซีโอดีละลายน้ำ (Soluble COD) - ซีโอดีทั้งหมด (Total COD)	Close Reflux Method Close Reflux Method	ทุก 3 วัน
ปริมาณของแข็ง	Gravimetric method	
บีโอดีทั้งหมดและบีโอดีละลายน้ำ*	OxiTop®-C	สถานะคงที่

หมายเหตุ \* ParcharinRacho, 2009

## บทที่ 4

### ผลการศึกษาและการอภิปรายผล

การบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งด้วยระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกมีข้อจำกัดในขั้นตอนของกระบวนการไฮโดรไลซิสจำเป็นต้องมีระยะเวลาเก็บกักที่ยาวนานสำหรับการย่อยสลายตะกอนดังกล่าว ด้วยเหตุนี้จึงได้ทำการศึกษาผลของภาวะต่างในกระบวนการบำบัดก่อนร่วมกับระบบย่อยแอนแอโรบิกซึ่งในขั้นตอนแรกจะศึกษาปัจจัยของการเพิ่มความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพในตะกอนส่วนเกินที่มีผลต่อภาวะต่าง (Alkaline) เพื่อปรับปรุงคุณลักษณะของตะกอนให้อยู่ในรูปที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายขึ้น โดยทำการเปลี่ยนแปลงของค่าพีเอชในสภาพความเป็นด่าง จากนั้นนำสภาวะที่เหมาะสมในกระบวนการดังกล่าวเดินระบบร่วมกับระบบแอนแอโรบิก โดยในระบบย่อยแอนแอโรบิกจะศึกษาปัจจัยของอุณหภูมิ และระยะเวลาเก็บกัก (Hydraulic Retention Time) ที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดของตะกอนส่วนเกินทั้งสภาวะที่มีและไม่มีกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างในการย่อยตะกอนส่วนเกินด้วยระบบย่อยแอนแอโรบิก

#### 4.1 ลักษณะตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน

จากผลการศึกษาของลักษณะตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนโดยตะกอนส่วนเกินที่นำมาใช้ในการศึกษานี้มาจากโรงบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลศูนย์น่านปีที่ 5 จังหวัดน่านราชสีมาซึ่งเป็นระบบบำบัดแบบตะกอนเร่ง (Activated Sludge) ซึ่งลักษณะตะกอนส่วนเกินดังกล่าวโดยส่วนใหญ่จะเป็นตะกอนจุลินทรีย์ที่เจริญเติบโตและเพิ่มจำนวนมากขึ้นจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย สามารถแยกตัวออกจากน้ำเสียได้โดยการตกตะกอนในถังตกตะกอน ลักษณะของทางกายภาพของตะกอนส่วนเกินดังกล่าว มีสีน้ำตาลเข้ม ไม่มีกลิ่น ปริมาณของแข็งทั้งหมด (Total solids, TS) มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 10,041 มิลลิกรัมต่อลิตร สัดส่วนปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (Total volatile solids, TVS) ต่อปริมาณของแข็งทั้งหมดมีค่าเท่ากับ 0.54 ลักษณะทางเคมีของตะกอนส่วนเกินโดยพิจารณาจากค่าซีโอดีทั้งหมด (Chemical oxygen demand, COD) ซึ่งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 6,310 มิลลิกรัมต่อลิตรค่าซีโอดีละลาย (Soluble chemical oxygen demand, SCOD) มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 134 mg/l ค่าบีโอดีทั้งหมด (Biochemical oxygen demand, BOD) มีค่าเท่ากับ 1,395 มิลลิกรัมต่อลิตร



ตารางที่ 4.1 ลักษณะสมบัติของตะกอนดิบจากระบบบำบัดน้ำเสีย

พารามิเตอร์	หน่วย	ค่า
พีเอช	-	7.31±0.43
ซีโอดีทั้งหมด (TCOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	6,310±444
ซีโอดีละลายน้ำ (SCOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	134±11
บีโอดีทั้งหมด (TBOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	1,395±126
บีโอดีละลายน้ำ (SBOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	56.28±22
ของแข็งทั้งหมด (TS)	มิลลิกรัมต่อลิตร	10,041±866
ของแข็งระเหยง่าย (VS)	มิลลิกรัมต่อลิตร	5,489±460
ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (TSS)	มิลลิกรัมต่อลิตร	5,638±524
ของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (VSS)	มิลลิกรัมต่อลิตร	4,225±327
แอมโมเนียไนโตรเจน ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ )	มิลลิกรัมต่อลิตร	485±12
สภาพความเป็นด่าง	มิลลิกรัมต่อลิตร	495±71
TBOD/TCOD	-	0.22
SCOD/TCOD	-	0.021
VS/TS	-	0.547

จากลักษณะตะกอนส่วนเกินดังกล่าวแสดงให้เห็นว่ามีองค์ประกอบของสารอินทรีย์เป็นองค์ประกอบ ดังตารางที่ 1 ซึ่งลักษณะทางกายภาพและเคมีของตะกอนส่วนเกินจากระบบการบำบัดน้ำเสียที่ออกจากถังตกตะกอนชีวภาพหรือถังตกตะกอนชั้นที่สอง (Excess Sludge) ตะกอนที่นำมาศึกษานี้มีความแตกต่างจากตะกอนส่วนเกินในการศึกษาอื่น ๆ เนื่องจากความเข้มข้นของค่าของแข็งทั้งหมดในตะกอนมีความเข้มข้นที่น้อยมากโดยทั่วไปตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียมีความเข้มข้นของค่าของแข็งทั้งหมดประมาณร้อยละ 0.5-1 และปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดประมาณร้อยละ 60-80 โดยน้ำหนักแห้ง (Qasim, 1999) เมื่อพิจารณาจากสัดส่วนของค่าบีโอดีต่อซีโอดีที่ใช้เป็นดัชนีในการประเมินความสามารถการย่อยสลายด้วยวิธีทางชีวภาพ หากมีสัดส่วนของค่าบีโอดีต่อซีโอดีมากกว่า 0.45 บ่งชี้ว่าสารอินทรีย์ชนิดนั้นสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ดีมาก และหากสัดส่วนของค่าบีโอดีต่อซีโอดีมีค่าเท่ากับ 0.45 แสดงว่าสารอินทรีย์ชนิดนั้นสามารถย่อยสลายด้วยวิธีทางชีวภาพได้ดี และหากสารอินทรีย์มีสัดส่วนของค่าบีโอดีต่อซีโอดีอยู่ในช่วง 0.2-0.3 แสดงว่ามีความสามารถในการย่อยสลายด้วยวิธีทางชีวภาพได้ต่ำ แต่หากมีสัดส่วนของค่าบีโอดีต่อซีโอดีน้อยกว่า 0.2 แสดงว่าสารอินทรีย์ชนิดนั้นไม่เหมาะสมต่อการย่อยสลายด้วย

วิธีทางชีวภาพ (PatcharinRacho, 2009) ซึ่งจากสัดส่วนดังกล่าวเมื่อนำมาพิจารณาในตะกอนส่วนเกินที่ทำการศึกษานี้ พบว่ามีค่าบีโอดีต่อชีโอดีประมาณ 0.22 ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Yuanyuan, Hanlong, Wenying, Qunbiao, Qi. (2013) ได้นำตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียร่วมระหว่างแอนโรบิกกับแอโรบิก เป็นระบบที่สามารถกำจัดสารอาหารในน้ำเสียซึ่งต้องมีการรักษาอายุของตะกอนให้สูงกว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งทั่วไป โดยลักษณะของตะกอนมีสัดส่วนของค่าปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดต่อปริมาณของแข็งทั้งหมดมีค่าเท่ากับ 0.38 มีสัดส่วนของค่าบีโอดีต่อชีโอดี เท่ากับ 0.68 และมีสัดส่วนของค่าชีโอดีละลายต่อชีโอดีทั้งหมดน้อยกว่า 0.01 ซึ่งตะกอนในการศึกษานี้มีลักษณะที่คล้ายกันคือมีสัดส่วนของค่าปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดต่อปริมาณของแข็งทั้งหมดที่ต่ำ เนื่องจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลศูนย์อนามัยที่ 5 จังหวัดนครราชสีมา เป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบ oxidation ditch มีการรักษาอายุของตะกอนที่สูง และในบริเวณบางจุดมีปริมาณออกซิเจนในระบบที่ต่ำเพื่อบำบัดปริมาณสารอาหารในน้ำเสีย ดังนั้นตะกอนส่วนเกินดังกล่าวนี้สามารถย่อยสลายด้วยวิธีทางชีวภาพได้ต่ำ และลักษณะของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียเป็นสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่จึงเกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก ซึ่งต้องอาศัยกระบวนการไฮโดรไลซิสเพื่อเปลี่ยนรูปตะกอนส่วนเกินจากอนุภาคชีโอดี (particulate COD) เป็นชีโอดีละลายน้ำ (SCOD) ได้ อีกทั้งยังมีค่าแอมโมเนียไนโตรเจนประมาณ 485 มิลลิกรัมต่อลิตรเมื่อเปรียบเทียบกับค่า COD: N พบว่ามีค่าเท่ากับ 1:0.048 ซึ่งค่าดังกล่าวเป็นค่าที่น้อยมากหากนำตะกอนส่วนเกินดังกล่าวมาผ่านกระบวนการย่อยสลายแบบแอโรบิก เนื่องจากความต้องการของจุลินทรีย์ที่ต้องการธาตุอาหารในการย่อยสลาย แต่มีค่าดังกล่าวสามารถย่อยสลายด้วยระบบย่อยแอนแอโรบิก เนื่องจากความต้องการธาตุอาหารของระบบย่อยสลายแบบแอโรบิกมีค่ามากกว่าแบบแอนแอโรบิก ดังนั้นระบบบำบัดตะกอนด้วยกระบวนการทางชีวภาพจึงมีความเหมาะสมในการใช้งานเพื่อบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน

## 4.2 การเพิ่มประสิทธิภาพของระบบทางชีวภาพด้วยภาวะต่าง

กระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างเป็นกระบวนการหนึ่งที่จะช่วยปรับคุณลักษณะของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยมีวัตถุประสงค์เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในกระบวนการไฮโดรไลซิสเพื่อลดผลกระทบของการย่อยในขั้นตอนการย่อยแอนแอโรบิก ซึ่งจะช่วยให้เปลี่ยนรูปของตะกอนให้อยู่ในรูปที่ละลายน้ำ (solubilization) และให้จุลินทรีย์ในระบบย่อยสลายแบบแอนแอโรบิกใช้ในการย่อยสลายเพื่อสร้างผลิตภัณฑ์ในรูปของก๊าซชีวภาพ โดยผลการศึกษาเป็น การศึกษาเพื่อที่ใช้เลือกสภาวะในการเดินระบบการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างก่อนเข้าสู่ระบบย่อยแอนแอโรบิก ซึ่งจะเลือกจากค่าพีเอชที่เหมาะสมที่สุด โดยเลือกจากพารามิเตอร์คือ สัดส่วนระหว่าง

ค่าบีโอดีต่อซีโอดี สัดส่วนร้อยละของค่าซีโอดีละลายน้ำ (% SCOD Solubilization) และปริมาณของการใช้สารเคมีในการปรับสภาพ ในกระบวนการบำบัดก่อนจะมีการปรับสภาพในภาวะต่าง (Alkaline) โดยใช้สารเคมี NaOH ปรับพีเอชในระหว่างช่วง 8-14 ระยะเวลาสัมผัสในช่วงระหว่าง 1-48 ชั่วโมง จากนั้นจะทำการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ดังนี้ ค่าซีโอดีทั้งหมดค่าซีโอดีละลายเพื่อนำมาวิเคราะห์จากสูตรการคำนวณสัดส่วนร้อยละของค่าซีโอดีละลายน้ำ ซึ่งมีคุณลักษณะของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนที่นำมาศึกษาในขั้นตอนดังกล่าวแสดงดังตารางที่ 2

ตารางที่ 4.2 คุณลักษณะของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนที่นำมาศึกษาในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง

พารามิเตอร์	หน่วย	ค่า (ความแปรปรวน)
พีเอช	-	7.8 (0.2)
ซีโอดีทั้งหมด (TCOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	3,503 (121)
ซีโอดีละลายน้ำ(SCOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	66.6 (24)
บีโอดีทั้งหมด (TBOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	770.6 (64)
ของแข็งทั้งหมด (TS)	มิลลิกรัมต่อลิตร	5,587 (273)
VS/TS	-	0.46

ตารางที่ 4.3 ปริมาณ NaOH ที่ใช้ในการปรับค่าพีเอชในการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง

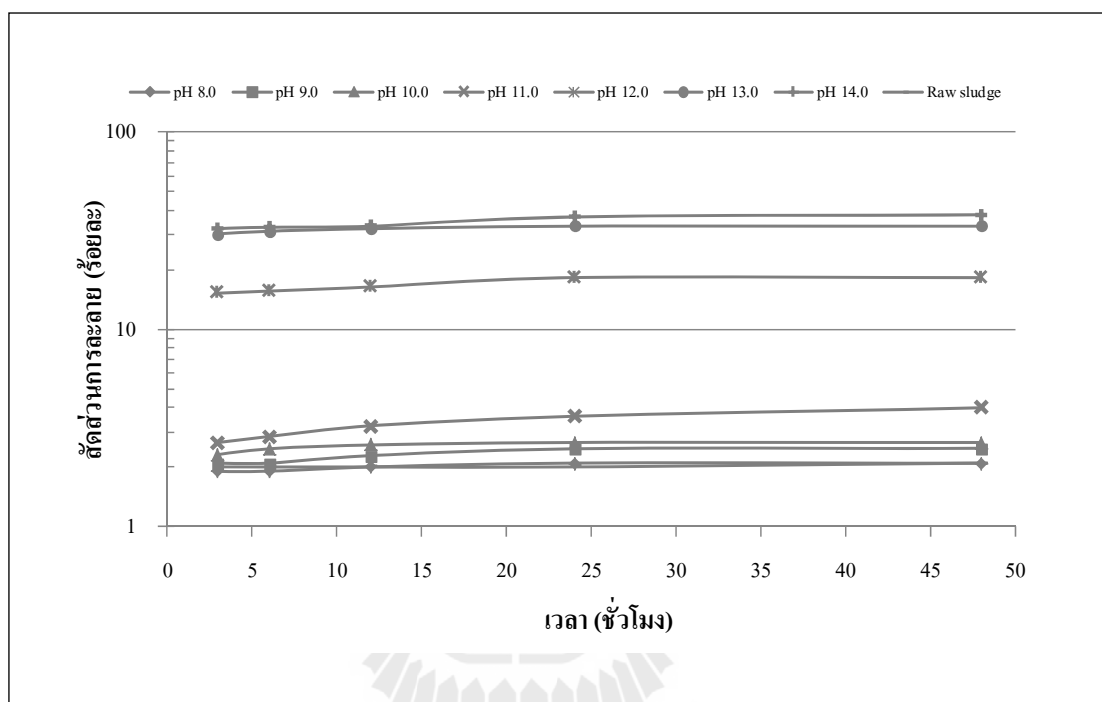
สภาวะ	กรัมของ NaOH/ลบ.ม. ของตะกอนเปียก
Untreated	0
8.0	8
9.0	88
10.0	232
11.0	472
12.0	1,576
13.0	11,000
14.0	31,000

#### 4.2.1 การเพิ่มความสามารถในการละลายของค่าซีโอดีละลายน้ำ

จากผลการศึกษาค่าของสัดส่วนร้อยละของค่าซีโอดีละลายน้ำซึ่งจะสามารถคำนวณได้จากสัดส่วนซีโอดีละลายน้ำกับซีโอดีพบวาระยะเวลาในการสัมผัสมีผลต่อการเพิ่มขึ้นของค่าสัดส่วนร้อยละของค่าซีโอดีละลายน้ำ ซึ่งค่าดังกล่าวจะเพิ่มอย่างรวดเร็วในช่วงก่อน 24 ชั่วโมงแรก และหลังจากนั้นการเพิ่มขึ้นของค่าสัดส่วนร้อยละของค่าซีโอดีละลายน้ำจะเริ่มมีความคงที่ ดังแสดงดังรูปที่ 4.1 เช่น ที่ค่าพีเอชเท่ากับ 12 สามารถเพิ่มค่าสัดส่วนร้อยละของค่าซีโอดีละลายน้ำเท่ากับร้อยละ 15.22, 15.60, 16.36, 18.26 และ 18.26 สำหรับที่ระยะเวลาสัมผัส 3, 6, 12, 24 และ 48 ชั่วโมง ตามลำดับ ซึ่งจากค่าดังกล่าวแสดงให้เห็นว่าที่ระยะเวลาสัมผัสในช่วงที่ 3, 6 และ 12 ชั่วโมง มีค่าเพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อย แต่เมื่อระยะเวลาผ่านไปจนกระทั่ง 24 ชั่วโมง ค่าสัดส่วนดังกล่าวเพิ่มขึ้นอย่างมากและคงที่เมื่อมีระยะเวลาสัมผัสที่มากกว่า 24 ชั่วโมง ดังรูปที่ 4.1 จากผลการศึกษาดังกล่าวสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Franchi, 2005 ได้ศึกษาผลของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งมาบำบัดโดยมีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างโดยใช้ NaOH 5 N มีค่าพีเอชเท่ากับ 12.5 สามารถเพิ่มค่าสัดส่วนร้อยละของค่าซีโอดีละลายน้ำได้ร้อยละ 23.42 ที่ระยะเวลาสัมผัส 1 วันและที่ระยะเวลาสัมผัสในช่วงระหว่าง 2-8 วัน จะมีค่าสัดส่วนดังกล่าวคงที่แต่หากเปรียบเทียบร้อยละของค่าซีโอดีละลายน้ำที่มีค่าพีเอชระหว่าง 8-14 ที่ระยะเวลาสัมผัส 24 ชั่วโมง พบว่ามีค่าร้อยละของค่าสัดส่วนซีโอดีละลายน้ำได้เท่ากับร้อยละ 2.1, 2.5, 2.7, 3.6, 18.3, 33.3, และ 37.1 ที่มีการปรับค่าพีเอชระหว่าง 8-14 ตามลำดับ จากค่าร้อยละของค่าสัดส่วนซีโอดีละลายน้ำเริ่มต้นมีค่าเท่ากับร้อยละ 1.9 ซึ่งเป็นตะกอนเริ่มต้นที่ไม่ผ่านกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่าง ซึ่งค่าดังกล่าวเป็นค่าที่มีสัดส่วนเปอร์เซ็นต์แนวโน้มของค่าสัดส่วนซีโอดีละลายน้ำต่อซีโอดีมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อมีค่าพีเอชเพิ่มสูงขึ้น เนื่องจากในขั้นตอนดังกล่าวอนุภาคของตะกอนจะละลายตะกอนออกมาอยู่ในรูปของละลายน้ำ

แต่อย่างไรก็ตามสัดส่วนร้อยละของค่าซีโอดีละลายน้ำจะมากหรือน้อยขึ้นอยู่กับปัจจัยต่าง ๆ เช่น ระยะเวลาในการสัมผัส ความเข้มข้นของตะกอนส่วนเกินเป็นต้นดังตารางที่ 3 ได้แสดงผลการศึกษของผู้วิจัยการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่าง เช่น การศึกษาของ Chang et al., 2002 ได้ศึกษาผลของความเข้มข้นของของแข็งที่ค่าของแข็งแขวนลอยทั้งหมดร้อยละ 0.5, 1.0, 1.5 และ 2.0 ของค่าของแข็งทั้งหมดโดยใช้ปริมาณ NaOH 40 มิลลิกรัมต่อลิตรที่เท่ากัน พบว่าที่ความเข้มข้นของค่าของแข็งแขวนลอยทั้งหมดร้อยละ 2.0 สามารถเพิ่มค่าซีโอดีละลายน้ำได้มากถึง 6,600 มิลลิกรัมต่อลิตรที่ระยะเวลาสัมผัส 24 ชั่วโมง และที่ความเข้มข้นของค่าของแข็งแขวนลอยทั้งหมดร้อยละ 0.5 สามารถเพิ่มค่าซีโอดีละลายน้ำได้เพียง 2,900 มิลลิกรัมต่อลิตรที่ระยะเวลาสัมผัสเดียวกัน หากเปรียบเทียบผลการศึกษาและผลการศึกษาของ Kim et al., 2003 พบว่าที่ความเข้มข้นของค่าของแข็งทั้งหมดในตะกอนส่วนเกินมีค่าต่างกันมาก ซึ่งส่งผลต่อความสามารถในการเพิ่มสัดส่วน

ของค่าซีโอดีละลายน้ำต่อซีโอดี โดยในกรณีที่ตะกอนส่วนเกินมีค่าของแข็งทั้งหมดเท่ากับร้อยละ 3.8 ของค่าของแข็งทั้งหมดสามารถเพิ่มค่าสัดส่วนดังกล่าวได้มากถึงร้อยละ 38.9 แต่กรณีที่ตะกอนส่วนเกินมีค่าของแข็งทั้งหมดเท่ากับร้อยละ 0.5 ของค่าของแข็งทั้งหมดสามารถเพิ่มค่าสัดส่วนดังกล่าวได้เพียงร้อยละ 18.3 ดังแสดงในตารางที่ 4.3



รูปที่ 4.1 ร้อยละของค่าซีโอดีละลายน้ำที่ค่าพีเอชต่าง ๆ กับระยะเวลาสัมผัส

ตารางที่ 4.4 เปรียบเทียบความเข้มข้นของค่าของแข็งที่มีผลต่อการเพิ่มขึ้นของสัดส่วนร้อยละของค่าซีโอดี

ละลายน้ำต่อซีโอดี

อ้างอิง	ตะกอนดิบ	สภาวะการบำบัดก่อนด้วยต่าง	SCOD/TCOD (%)
C.N. Chang	0.5%TSS WAS	NaOH 40 mg/L (10 hr)	23.0
et al., 2002	1.0%TSS WAS	NaOH 40 mg/L (10 hr)	28.0
	1.5%TSS WAS	NaOH 40 mg/L (10 hr)	31.0
	2.0%TSS WAS	NaOH 40 mg/L (10 hr)	40.0
Kim et al.,	3.8% TS WAS	NaOH adjusted pH values 12 (24 hr)	39.8
2003		KOH adjusted pH values 12 (24 hr)	36.6
		Mg(OH) <sub>2</sub> adjusted pH values 12 (24 hr)	10.8
		Ca(OH) <sub>2</sub> adjusted pH values 12 (24 hr)	15.3
การศึกษานี้	0.5% TS WAS	NaOH adjusted pH values 12 (24 hr)	18.3

#### 4.2.2 ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์

การวิเคราะห์ค่าทางจลนศาสตร์ในขั้นตอนกระบวนการไฮโดรไลซิสเพื่อศึกษาผลของอัตราการใช้ไฮโดรไลซิสเทียบกับความสัมพันธ์ต่าง ๆ ที่มีผลต่อปฏิกิริยาในกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง โดยวิธีการศึกษาจะอ้างอิงจากการศึกษาของ Y.-C. Chiu et al. (1997) โดยจะแบ่งการพิจารณาออกเป็น 2 ขั้นตอน คือ First Hydrolysis Phase และ Second Hydrolysis Phase ซึ่งในขั้นตอนแรก First Hydrolysis Phase จะทำการสร้างกราฟและกำหนดกราฟให้อยู่ในรูปของ Polynomial ดังสมการที่ (1) จากนั้นทำการแปลงสมการออกมาอยู่ในรูปสมการที่ (2)

$$C = a_0 + a_1t + a_2t^2 + a_3t^3 \quad (4.1)$$

$$dC/dt = a_1 + 2a_2t + 3a_3t^2 \quad (4.2)$$

โดยที่

$C$  = soluble COD, mg/l

$t$  = reaction time, hr

$a_0, a_1, a_2, a_3$  = coefficients

ในขั้นตอนต่อมา Second Hydrolysis Phase จะทำการสร้างกราฟเพื่อหาค่า  $k$  จากความสัมพันธ์ระหว่างค่า  $\ln[(C_{\max} - C)/C]$  กับค่า  $t$  จากสมการที่ (3) และ (4)

$$dC/dt = k(C_{\max} - C) \quad (4.3)$$

$$\ln[(C_{\max} - C)/C] = -kt \quad (4.4)$$

โดยที่

$C_{\max}$  = maximum soluble COD, mg/l

$C$  = soluble COD, mg/l

$k$  = first order hydrolysis rate constant,  $\text{hr}^{-1}$

$t$  = reaction time, hr

จากผลการศึกษาพบว่าผลของค่า initial hydrolysis rate ที่มีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อค่าพีเอชเพิ่มขึ้นเนื่องจากปริมาณ NaOH ที่เติมในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างมีปริมาณต่างกันว่าค่าพีเอชต่าง ๆ มีค่า initial hydrolysis rate เพิ่มขึ้นมากที่สุดที่มีการปรับค่าพีเอชเท่ากับ 12 ซึ่งมีค่าเท่ากับ 509.10 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อชั่วโมง และที่ค่าพีเอชเท่ากับ 8 มีค่าดังกล่าวน้อยที่สุดคือมีค่าเท่ากับ 64.93 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อชั่วโมง เป็นต้น ซึ่งปริมาณความเข้มข้นของปริมาณต่างเพิ่มขึ้นจะช่วยปรับปรุงในขั้นตอนการกระบวนการไฮโดรไลซิสได้ดีขึ้น (Chiu et al., 1997) เมื่อพิจารณาส่วนของ Second Hydrolysis Phase จะทำให้ทราบค่าอัตราค่าคงที่ของค่า hydrolysis rate ซึ่งพบว่าที่ค่าพีเอชในช่วง 8-10 มีค่าเพิ่มขึ้นและเริ่มลดลงเมื่อค่าดังกล่าวอยู่ที่ค่าพีเอชในช่วง 11 และ 12 โดยพบว่ามีค่ามากที่สุดอยู่ที่ค่าพีเอชเท่ากับ 10 มีค่าดังกล่าวเท่ากับ 0.351 ต่อชั่วโมง ดังตารางที่ 4.5 จากการเปรียบเทียบค่าระหว่าง initial hydrolysis rate และค่า hydrolysis rate ที่ค่าพีเอชในช่วง 8-10 เมื่อค่า initial hydrolysis rate มีค่าเพิ่มขึ้นส่งผลให้ค่า hydrolysis rate เพิ่มขึ้นด้วย แต่อย่างไรก็ตามที่ค่าพีเอชเท่ากับ 11 และค่า 12 initial hydrolysis rate มีค่าเพิ่มขึ้นแต่ค่า hydrolysis rate กลับลดลง

ตารางที่ 4.5 ผลการศึกษาค่าทางจลนศาสตร์ในขั้นตอนกระบวนการไฮโดรไลซิส

pH	First Hydrolysis Phase			Second Hydrolysis Phase		
	สมการ Polynomial $dC/dt = a_1 + 2a_2t + a_3t^2$	$R^2$	initial hydrolysis rate (mg/l-hr)	สมการ linear $\ln[(C_{max} - C)/C] = -kt$	$R^2$	k (hr <sup>-1</sup> )
8	$-0.005x^2 + 0.451x + 64.93$	0.971	64.93	$-0.209x$	0.810	0.209
9	$-0.014x^2 + 1.076x + 68.99$	0.976	68.99	$-0.350x$	0.893	0.350
10	$-0.017x^2 + 1.272x + 72.25$	0.818	72.25	$-0.351x$	0.887	0.351
11	$-0.024x^2 + 2.281x + 87.41$	0.995	87.41	$-0.103x$	0.770	0.103
12	$-0.087x^2 + 6.933x + 509.1$	0.991	509.10	$-0.183x$	0.603	0.183

จากตารางที่ 4.6 แสดงผลการเปรียบเทียบค่า initial hydrolysis rate ค่า hydrolysis rate และ ค่า maximum soluble COD ที่ได้จากสมการที่ (3) และ (5) ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบค่าคงที่ต่าง ๆ ที่สภาวะใกล้เคียงกันคือ มีการใช้สารเคมี NaOH เป็นสารในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง พบว่ามีค่าที่ไม่ต่างกันมาก โดยการศึกษาครั้งนี้ให้ค่า k มากถึง 0.209 ต่อชั่วโมงที่ค่าพีเอชเท่ากับ 8 เมื่อเปรียบเทียบกับการศึกษาของ Huang et al. (1995) ซึ่งมีค่าดังกล่าวน้อยกว่าเพียง 0.005 ต่อชั่วโมง เท่านั้น และการศึกษาของ Chiu et al. (1997) มีค่าดังกล่าวเพียง 0.108 ต่อชั่วโมง ค่า initial hydrolysis rate และ ค่า maximum soluble COD มีค่าที่น้อยอาจเนื่องมาจากความเข้มข้นของตะกอนที่ใช้ในการศึกษามีความต่างกัน จึงส่งผลให้ค่าดังกล่าวมีความแตกต่างกันด้วย โดยในการศึกษาครั้งนี้มีค่า initial hydrolysis rate และ ค่า maximum soluble COD เท่ากับ 64.93 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อชั่วโมง และ 73.30 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ สำหรับที่ค่าพีเอชเท่ากับ 8 ที่ความเข้มข้นของตะกอนส่วนเกินเพียงร้อยละ 0.5 ของของแข็งทั้งหมด เมื่อเทียบกับการศึกษาของ Huang et al. (1995) มีค่า initial hydrolysis rate และ ค่า maximum soluble COD เท่ากับ 79.8 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อชั่วโมง และ 4,700 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ สำหรับการเติม NaOH เท่ากับ 40 มิลลิกรัมสมมูลต่อลิตร ที่ความเข้มข้นของตะกอนส่วนเกินเพียงร้อยละ 1.0 ของของแข็งทั้งหมด แต่หากเปรียบเทียบกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างร่วมกับกระบวนการอื่น ๆ เช่น การศึกษาของ Chiu et al. (1997) ที่ใช้กระบวนการบำบัดก่อนด้วยค่าต่างร่วมกับคลื่นอัลตราโซนิก พบว่าสามารถเพิ่มค่า initial hydrolysis rate ค่า hydrolysis rate และ ค่า maximum soluble COD ได้สูงถึง 15.07 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อชั่วโมง 0.108 ต่อชั่วโมง และ 10,632 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ



ตารางที่ 4.6 เปรียบเทียบอัตรา initial hydrolysis rate ค่า hydrolysis rate และ ค่า maximum soluble

COD

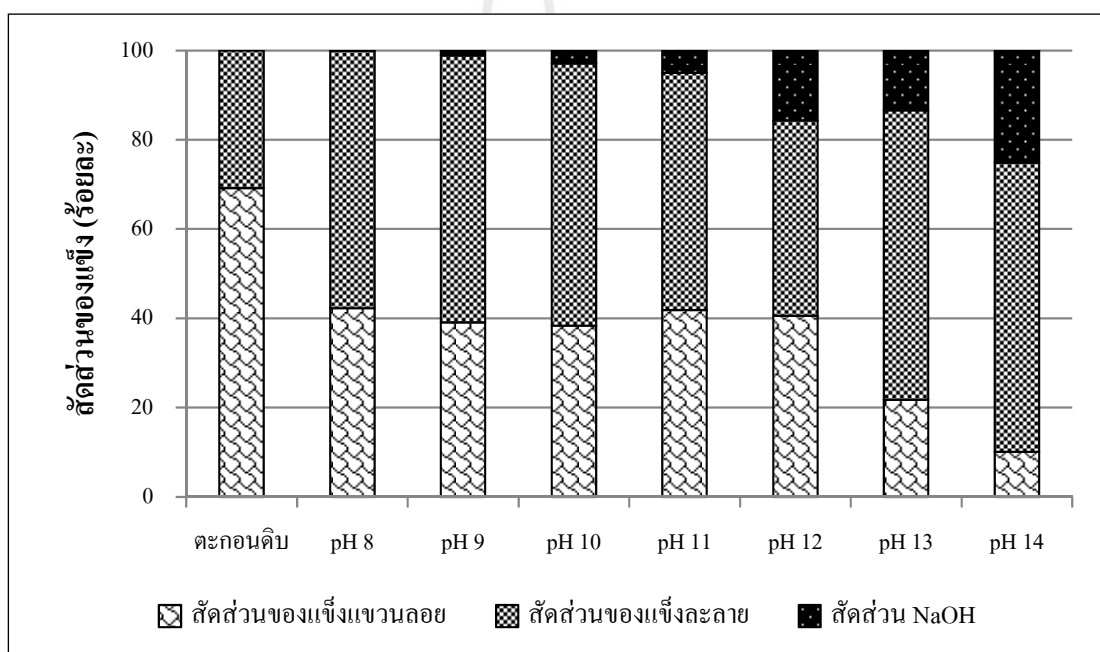
อ้างอิง	ตะกอนดิบ	การบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง	initial hydrolysis rate (mg/l-hr)	k (hr <sup>-1</sup> )	C <sub>max</sub> (mg/l)
This study	0.5% TS WAS	Adjust pH 8 with NaOH (48 hr)	64.93	0.209	73.30
		Adjust pH 9 with NaOH (48 hr)	68.99	0.350	86.64
		Adjust pH 10 with NaOH (48 hr)	72.25	0.351	93.30
		Adjust pH 11 with NaOH (48 hr)	87.41	0.103	134.94
		Adjust pH 12 with NaOH (48 hr)	509.10	0.183	639.74
Y.-C. Chiu et al. (1997)	1.0% TS WAS	40 meq/l NaOH (24 hr)	97.8	0.108	4.88
		40 meq/l NaOH (24 hr) + Ultrasound (24.0 sec/ml)	150.7	0.600	10,632
		Ultrasonic vibration with 40 meq/l NaOH (14.4 sec/ml)	211.9	0.882	10,480
Huang et al. (1995)	1.0% TS WAS	40 meq/l NaOH (24 hr)	79.8	0.005	4,700
		Ultrasound (13.5 sec/ml) + 40 meq/l NaOH (24 hr)	197.7	0.328	13,840

สรุปผลการคำนวณค่าทางจลนศาสตร์ในขั้นตอนกระบวนการไฮโดรไลซิสตาม การศึกษาของ Chiu et al. (1997) ซึ่งจะพิจารณาจากค่า initial hydrolysis rate ค่า hydrolysis rate และ ค่า maximum soluble COD พบว่าที่สภาวะการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างที่ค่า pH ที่ให้ค่า 10 hydrolysis rate มากที่สุดซึ่งสูงถึง 0.351hr<sup>-1</sup> ส่วนค่า initial hydrolysis rate และค่า maximum soluble COD พบว่ามีค่าเพิ่มขึ้นมากที่สุดเมื่อมีค่า pH เพิ่มขึ้นตามไปด้วย

#### 4.2.3 สัดส่วนปริมาณของแข็ง

จากผลการประเมินปริมาณค่าซีโอดีละลายน้ำที่เพิ่มขึ้นต่อกระบวนการบำบัดก่อน ด้วยภาวะต่างจะพบว่า ประมาณค่าดังกล่าวมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อมีการปรับค่า pH ที่สูงขึ้น เมื่อพิจารณาใน รูปของปริมาณของแข็งแขวนลอย และของแข็งละลายน้ำทั้งหมดโดยเทียบสัดส่วนกับค่าของแข็ง ทั้งหมด ที่ค่าพีเอชต่าง ๆ พบว่า ที่สัดส่วนระหว่างค่าของแข็งละลายน้ำกับค่าของแข็งทั้งหมดมี แนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นเมื่อมีการปรับค่าพีเอชสูงขึ้น ดังรูปที่ 4.2 ปริมาณสัดส่วนของค่าของแข็งละลาย กับของแข็งทั้งหมดที่ค่าพีเอชเท่ากับ 8 และ 9 มีค่าเท่ากับร้อยละ 57.6 และ 59.8 ตามลำดับ เมื่อเทียบ กับตะกอนที่ไม่ผ่านกระบวนการบำบัดก่อนด้วยค่าต่าง มีค่าเพียงร้อยละ 30.76 ปริมาณสัดส่วนของแข็ง ละลายทั้งหมดมีค่าเพิ่มสูงขึ้นมีการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างเนื่องจากองค์ประกอบของตะกอน

ส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียมีลักษณะเป็นตะกอนจุลินทรีย์ โดยลักษณะของอนุภาคขนาดใหญ่ ซึ่งเป็นองค์ประกอบของสารเซลล์โดยมีโปรตีน และคาร์โบไฮเดรตเป็นองค์ประกอบหลัก อีกทั้งยังมีสารโพลิเมอร์ภายนอกเซลล์ (extracellular polymeric substances; EPS) ซึ่ง EPS เป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพยากหรือไม่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ เมื่อมีกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างเข้าไปทำปฏิกิริยาจะช่วยให้สารอินทรีย์ดังกล่าวจะเปลี่ยนรูปจากลักษณะที่เป็นอนุภาคละลายออกมาในรูปของสารอินทรีย์ละลาย โดยกระบวนการดังกล่าวนี้จะไปทำลายเซลล์ และฟลอคของจุลินทรีย์ที่เกาะกลุ่มกันจนมรณภาคขนาดใหญ่ เมื่อสารอินทรีย์ที่อยู่ภายในเซลล์ถูกละลายออกมาจะทำให้ความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบแอนแอโรบิกเพิ่มสูงขึ้น ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และปริมาณก๊าซชีวภาพที่เพิ่มสูงขึ้นอีกด้วย

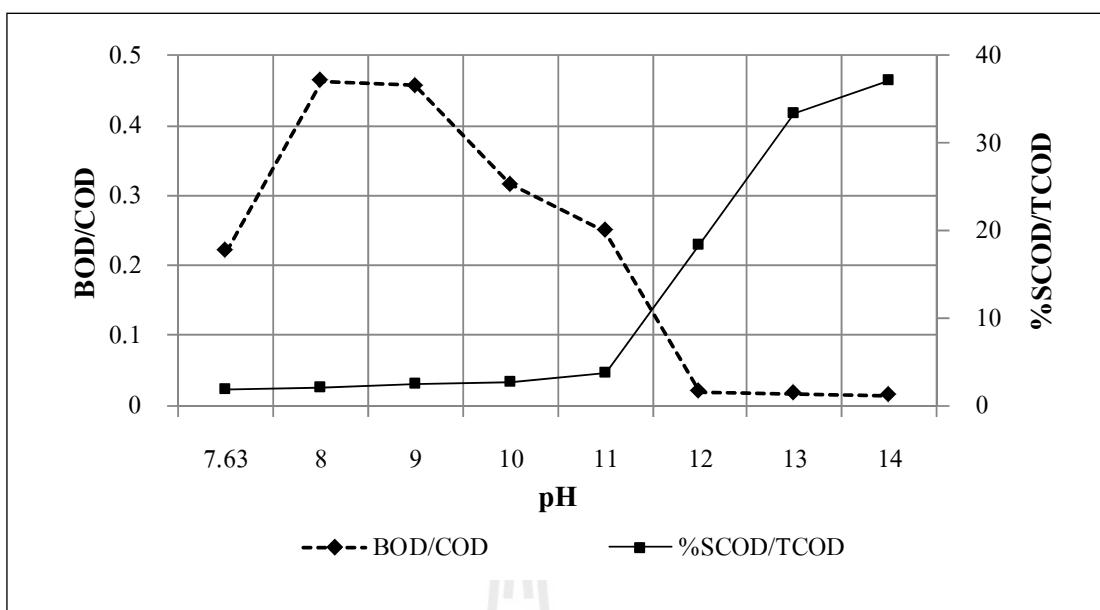


รูปที่ 4.2 สัดส่วนของแข็งในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง

#### 4.2.4 ความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพ

สัดส่วนความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพซึ่งพิจารณาจากค่าสัดส่วนระหว่างบีโอดีต่อซีโอดี( $BOD_{20}/COD$ ) โดยตะกอนส่วนเกินจากระบบน้ำเสียชุมชนมีค่าสัดส่วนดังกล่าวเพียงร้อยละ 0.22 หลังจากมีการปรับปรุงขั้นตอนในกระบวนการไฮโดรไลซิสโดยใช้กระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างพบว่ามีความสัดส่วนบีโอดีต่อซีโอดีเพิ่มขึ้นเป็นร้อยละ 0.46 และ 0.45 ที่ค่าพีเอชเท่ากับ 8 และ 9 ตามลำดับ จากนั้นเริ่มลดลงเมื่อมีค่าพีเอชเท่ากับ 10 และ 11 และจะส่งผลความเป็นพิษต่อความสามารถในการย่อยสลายที่ค่าพีเอชมากกว่า 12 ดังรูปที่ 4.3 เนื่องจากในสภาวะการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างที่พีเอชสูง ๆ จะเกิดปฏิกิริยาที่มีความซับซ้อนเพิ่มมากขึ้น ซึ่งส่งผลให้ความสามารถในการย่อยสลายลดลง อีกทั้งจะเกิดปริมาณก๊าซชีวภาพน้อยลงอีกด้วย สอดคล้องกับการศึกษาของ Penaud et al. (1999) พบว่าความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพลดลงเมื่อมีการเติมปริมาณสารเคมีในปริมาณที่มากเกินไป

อย่างไรก็ตามในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างมีการใช้สารเคมี NaOH ในการปรับสภาวะที่พีเอชต่าง ๆ ดังตารางที่ 4.3 จึงมีการส่งผลต่อค่าความสามารถในการย่อยสลาย ที่ความเข้มข้นของไอออนของ  $Na^+$  ที่ต่ำจะช่วยเพิ่มค่าความสามารถในการย่อยสลาย และจะลดลงเมื่อความเข้มข้นของไอออนของ  $Na^+$  ที่สูง (Chen et al., 2008) เนื่องจากไอออนดังกล่าวมีผลต่อการดูดซึมผ่านระหว่างสารอาหารและผนังเซลล์ของแบคทีเรีย (Cheng et al., 2011) ความเข้มข้นของไอออน  $Na^+$  ที่เหมาะสมต่อการช่วยให้ปรับปรุงความสามารถในการย่อยสลายให้ดีขึ้นอยู่ในช่วง 100-200 มิลลิกรัมต่อลิตร ของ  $Na^+$  และเริ่มส่งผลความเป็นพิษในช่วง 3,500 -5,500 มิลลิกรัมต่อลิตร ของ  $Na^+$  เมื่อความเข้มข้นของไอออนของ  $Na^+$  มีค่ามากกว่า 8,800 มิลลิกรัมต่อลิตร ของ  $Na^+$  จะไปยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ที่สร้างมีเทน (Appels et al., 2008) ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Lei and Deokjin (2010) ได้กล่าวเกี่ยวกับค่า  $IC_{50}$  หรือค่าความเข้มข้นที่ยับยั้งความสามารถในการย่อยสลายของแบคทีเรียลดลง 50% พบว่าค่าดังกล่าวมีค่าเท่ากับ 4.6 กรัมต่อลิตรของ  $Na^+$  และในกรณีที่มีการเติม NaOH ในปริมาณที่มีค่ามากกว่า 5.0 กรัมต่อลิตรของ  $Na^+$  จะทำให้เกิดความเป็นพิษอย่างรุนแรงแต่หากพิจารณาในส่วนของการใช้ยาในการเดินระบบแบบชีวภาพในการปรับค่าพีเอชให้เป็นกลางเพื่อให้เกิดสภาวะที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ การใช้ปริมาณสารเคมี NaOH ที่น้อยจะมีแนวโน้มในการใช้ปริมาณกรดที่น้อยตามไปด้วย ดังนั้นที่พีเอชเท่ากับ 8 เป็นสภาวะที่เหมาะสมในกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างร่วมกับระบบบำบัดแบบชีวภาพ เนื่องจากสามารถเพิ่มค่าร้อยละของค่าซีโอดีละลายน้ำ และความสามารถในการย่อยสลายแล้ว อีกทั้งยังมีแนวโน้มในการใช้ปริมาณกรดที่น้อยในการปรับค่าพีเอชให้เป็นกลางเพื่อให้เหมาะสมกับจุลินทรีย์



รูปที่ 4.3 ผลของค่าพีเอชและสัดส่วนบีโอดีต่อซีโอดี

#### 4.3 การศึกษาประสิทธิภาพการย่อยตะกอนส่วนเกินแบบแอนแอโรบิก

การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน ด้วยกระบวนการย่อยแอนแอโรบิก (Anaerobic digestion) โดยการวิจัยนี้มีชุดการทดลองเป็นถึงปฏิกิริยาที่มีปริมาตรใช้งานเท่ากับ 20 ลิตรสามารถแบ่งชุดถึงปฏิกิริยาในการทดลองได้ 4 ชุดคือ 1) สภาวะที่มีกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างร่วมกับระบบย่อยแอนแอโรบิกที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (Alkaline Pretreatment Thermophilic Anaerobic digestion, PTAN) 2) สภาวะที่มีกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างร่วมกับระบบย่อยแอนแอโรบิกที่อุณหภูมิบรรยากาศ (Alkaline Pretreatment Anaerobic digestion, PAN) 3) ระบบย่อยแอนแอโรบิกที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (Thermophilic Anaerobic digestion, TAN) 4) ระบบย่อยแอนแอโรบิกที่อุณหภูมิบรรยากาศ (Anaerobic digestion, AN) เป็นชุดการทดลองควบคุมเปรียบเทียบกับชุดการทดลองควบคุมที่มีขั้นตอนกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง และในแต่ละชุดการทดลองจะมีการศึกษาผลของอุณหภูมิ โดยแต่ละชุดการทดลองจะมีการศึกษาผลของระยะเวลาเก็บกักที่ 3 ช่วง คือ ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 14 และ 7 วัน จากนั้นนำตัวอย่างตะกอนที่เข้าและออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิกมาวิเคราะห์หาประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในระบบ เพื่อประเมินศักยภาพของระบบย่อยแอนแอโรบิกในแต่ละสภาวะโดยระยะเวลาในการทดลองเดินระบบย่อยแอนแอโรบิกมีระยะเวลาตั้งแต่ กรกฎาคม 2555 – กรกฎาคม 2556 โดยแบ่งช่วงการศึกษาออกเป็น 4 ช่วง คือ ช่วงเลี้ยงเชื้อและ

ปรับสภาพตะกอนเป็นระยะเวลา 60 วัน ช่วงเริ่มต้นการทดลองที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน จำนวน 102 วัน การทดลองที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน จำนวน 108 วัน และการทดลองที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วัน จำนวน 104 วัน ทำการเก็บตัวอย่างใน 2 จุด คือ ตัวอย่างตะกอนดิบที่เข้าระบบ น้ำตะกอนที่ออกจากถังปฏิริยา โดยแบ่งออกเป็นพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์เพื่อควบคุมและดูแลสภาพทั่วไปของระบบย่อย แอนแอโรบิกและพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์เพื่อหาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์

ตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้ในการศึกษาสามารถแยกออกได้เป็น 2 ส่วนคือ ตะกอนส่วนเกินที่นำมาจากระบบบำบัดนำมาตกตะกอนเพื่อให้ได้ความเข้มข้นตามที่กำหนดไว้ (Raw Sludge, RS) และตะกอนอีกส่วนคือ นำตะกอนที่ได้จากการตกตะกอนนำมาผ่านกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างที่ได้จากการทดลองในการหาสภาวะที่เหมาะสมต่อกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่าง (Alkaline Pretreatment, P-RS) ซึ่งในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างจะมีการปรับค่าพีเอชเท่ากับ 8 และมีการกวนเป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง เนื่องจากสภาวะดังกล่าวสามารถเพิ่มสัดส่วนร้อยละของค่าซีโอดีละลายน้ำและความสามารถในการย่อยสลายแล้ว ปริมาณตะกอนดิบมีปริมาณของของแข็งทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 10,041 มิลลิกรัมต่อลิตร สัดส่วนปริมาณของแข็งระเหยง่ายต่อปริมาณของแข็งทั้งหมดมีค่าเท่ากับ 0.547 และมีค่าซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 6,310 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยสัดส่วนของค่าซีโอดีละลายน้ำต่อซีโอดี มีค่าเท่ากับ 0.021 ส่วนตะกอนดิบที่ผ่านกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างมีปริมาณของของแข็งทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 9,959 มิลลิกรัมต่อลิตร ปริมาณของแข็งระเหยง่ายต่อปริมาณของแข็งทั้งหมดมีค่าเท่ากับ 0.499 และมีค่าซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 6,299 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยสัดส่วนของค่าซีโอดีละลายน้ำต่อซีโอดี มีค่าเท่ากับ 0.034 ซึ่งจากการเปรียบเทียบตะกอนดิบของ 2 ชนิด พบว่าตะกอนที่ผ่านการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างที่สัดส่วนของสารอินทรีย์ที่เป็นอนุภาคน้อยกว่าตะกอนดิบ เนื่องจากในขั้นตอนการบำบัดก่อนดังกล่าวจะมีการเปลี่ยนอนุภาคของตะกอนให้อยู่ในรูปของละลายน้ำซึ่งจะช่วยให้ง่ายต่อการย่อยสลายด้วยระบบย่อยแอนแอโรบิก

ตารางที่ 4.7 ลักษณะตะกอนดิบที่เข้าระบบย่อยแอนแอโรบิก

พารามิเตอร์	หน่วย	RS	P-RS
พีเอช	-	7.31±0.43	7.47±0.35
ซีโอดีทั้งหมด (TCOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	6,310±444	6,299±410
ซีโอดีละลายน้ำ(SCOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	134±11	214±22
ของแข็งทั้งหมด (TS)	มิลลิกรัมต่อลิตร	10,041±866	9,959±894
ของแข็งระเหยง่าย (VS)	มิลลิกรัมต่อลิตร	5,489±460	4,962±462
VS/TS	-	0.547	0.499
SCOD/COD	-	0.021	0.034
อัตราภาระอินทรีย์เชิงปริมาตร(VOLR)			
- ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน	กก. VS/ลบ.ม./วัน	0.261±0.025	0.236±0.023
- ที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน	กก. VS/ลบ.ม./วัน	0.394±0.022	0.354±0.023
- ที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วัน	กก. VS/ลบ.ม./วัน	0.782±0.018	0.710±0.018

#### 4.3.1 สภาพทั่วไปในระบบแอนแอโรบิก

สภาวะที่เหมาะสมในระบบย่อยแอนแอโรบิกเป็นปัจจัยที่สำคัญอย่างหนึ่งซึ่งจะส่งผลต่อประสิทธิภาพของระบบ โดยทั่วไปพารามิเตอร์ที่ใช้ในการพิจารณาได้แก่ ค่าพีเอช สภาพความเป็นด่าง (Alkalinity) ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยง่าย (Volatile fatty acid, VFA) สัดส่วนปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยง่ายต่อความเป็นด่าง (VFA/Alkalinity) ศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (Oxidation-Reduction Potential, ORP) และอุณหภูมิ (Temperature) เป็นต้น โดยพารามิเตอร์ที่กล่าวมา มีความสัมพันธ์กัน เนื่องจากสารอินทรีย์จะถูกย่อยสลายด้วยระบบย่อยแอนแอโรบิกผลิตภัณฑ์ที่ได้จากปฏิกิริยาดังกล่าวคือสารอินทรีย์จำพวก กรดอะซิติก (Acetic acid) กรดโพรไพโอนิก (Propionic acid) กรดบิวไทริก (Butyric acid) เป็นต้น เมื่อสารอินทรีย์ดังกล่าวเกิดขึ้นจะส่งผลให้ค่าพีเอชในระบบย่อยแอนแอโรบิกมีค่าลดลงแต่หากปริมาณสภาพความเป็นด่างมีมากเพียงพอ สภาพความเป็นด่างจะเป็นบัฟเฟอร์คอยต้านทานปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยง่ายที่เกิดขึ้นส่งผลให้ค่าพีเอชในระบบย่อยมีการเปลี่ยนแปลงเพียงเล็กน้อย และเมื่อรักษาสภาวะอย่างสมดุลแล้วระบบย่อยแอนแอโรบิกจะมีประสิทธิภาพในการเกิดก๊าซชีวภาพอย่างสมบูรณ์ โดยปริมาณของสภาพความเป็นด่างที่เหมาะสมต่อการย่อยสลายแบบแอนแอโรบิกอยู่ในช่วง 1,500-3,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ของ  $\text{CaCO}_3$  ซึ่งจะช่วยต้านทานการเปลี่ยนแปลงของค่าพีเอช และควรมีการควบคุมค่าพีเอชให้อยู่ช่วงประมาณ

สำหรับค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชันในระบบย่อยแอนแอโรบิกซึ่งมีสภาพไร้อากาศ โดยปรกติระบบย่อยจะมีค่าดังกล่าวอยู่ในช่วง -150 ถึง -420 มิลลิโวลต์ซึ่งค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชันเป็นค่าความต่างศักย์ที่ใช้ในการเคลื่อนย้ายอิเล็กตรอนจากสารออกซิเดชันไปยังสารรีดักชัน ซึ่งเป็นตัวบ่งชี้ว่ามีความต้องการออกซิเจนมากน้อยเพียงใด สำหรับในการศึกษานี้พบค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชันมีค่าอยู่ในช่วง -162 ถึง -175 มิลลิโวลต์ โดยค่าในช่วงดังกล่าวเป็นค่าที่อยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาในระบบย่อยแอนแอโรบิก

จากผลการศึกษาสภาพทั่วไปของระบบย่อยแอนแอโรบิกมีการควบคุมค่าสภาพความเป็นด่าง และค่าพีเอชในระบบย่อยดังกล่าว ซึ่งในช่วงแรกของการศึกษามีการควบคุมระยะเวลาเก็บกักที่ 21 วัน พบว่า ค่าพีเอชของระบบย่อยแอนแอโรบิกมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 7.18 6.83 7.12 และ 7.00 สำหรับถึงปฏิกิริยา PTAN TAN PAN และ AN ตามลำดับ เมื่อพิจารณาจากค่าดังกล่าวจะเห็นว่าที่สภาวะที่มีการนำตะกอนปรับปรุงขึ้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างมีค่าพีเอชที่สูงกว่าสำหรับที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน มีค่าพีเอชของระบบย่อยแอนแอโรบิกมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 7.25 7.24 7.11 และ 7.23 สำหรับถึงปฏิกิริยา PTAN TAN PAN และ AN ตามลำดับ และที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 7 วัน พบว่ามีค่าพีเอชของระบบย่อยแอนแอโรบิกลดลง โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 6.72 6.76 6.52 และ 6.64 สำหรับถึงปฏิกิริยา PTAN TAN PAN และ AN ตามลำดับ ดังแสดงดังรูปที่ 4.4 เมื่อพิจารณาถึงปฏิกิริยาเดียวกันที่ระยะเวลาเก็บกักทั้ง 3 ระยะเวลาเก็บกักที่ทำการศึกษา พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกักที่ 21 และ 14 วัน มีการเปลี่ยนแปลงค่าพีเอชที่ไม่แตกต่างกันมากนัก แต่เมื่อมีการลดระยะเวลาเก็บกักเหลือ 7 วัน พบว่ามีค่าเฉลี่ยของระบบที่ลดลงอย่างเห็นได้ชัด สำหรับถึงปฏิกิริยาที่มีการควบคุมอุณหภูมิของระบบย่อยแอนแอโรบิกที่ใช้ในการศึกษามีด้วยด้วยกัน 2 สภาวะคือ อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก และบรรยากาศ พบว่าในทุกสภาวะไม่พบว่าแตกต่างกันมากในการเปลี่ยนแปลงของค่าพีเอช

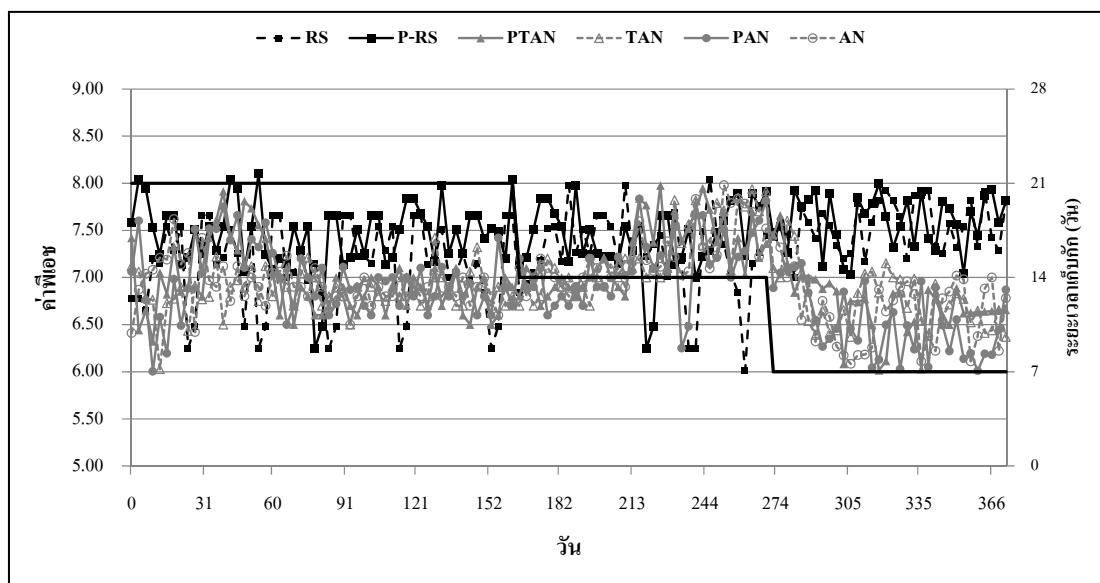
ค่าสภาพความเป็นด่างในระบบย่อยแอนแอโรบิกที่ระยะเวลาเก็บกักที่ 21 วัน มีค่าเฉลี่ยของค่าดังกล่าวเท่ากับ 2,002 1,996 1,995 และ 1,961 มิลลิกรัมต่อลิตร ของ  $\text{CaCO}_3$  สำหรับถึงปฏิกิริยา PTAN TAN PAN และ AN ตามลำดับ ที่ระยะเวลาเก็บกักที่ 14 วัน พบว่ามีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 2,028 1,979 2,027 และ 2,001 มิลลิกรัมต่อลิตร ของ  $\text{CaCO}_3$  สำหรับถึงปฏิกิริยา PTAN TAN PAN และ AN ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบที่ 2 ระยะเวลาเก็บกักดังกล่าว จะเห็นว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน มีค่าสภาพความเป็นด่างที่สูงกว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน ส่วนที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วัน มีค่าเฉลี่ยของค่าดังกล่าวเท่ากับ 1,794 1,725 1,773 และ 1,773 มิลลิกรัมต่อลิตร ของ  $\text{CaCO}_3$  สำหรับถึงปฏิกิริยา PTAN TAN PAN และ AN ตามลำดับ ดังแสดงดังรูปที่ 4.5 ซึ่งที่ระยะเวลาเก็บกักดังกล่าวที่ค่าลดลงอย่างมาก เนื่องจากปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าระบบมีปริมาณสูงขึ้น สังเกตได้จาก

ค่าอัตราภาระอินทรีย์เชิงปริมาตร (Volumetric organic loading rate, VOLR) ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 วัน ที่ค่าเฉลี่ยดังกล่าวเท่ากับ  $0.394 \pm 0.022$  กิโลกรัมของของแข็งระเหยต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน สำหรับตะกอนที่ไม่ผ่านกระบวนการบำบัดก่อน และที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 7 วัน ที่ค่าเฉลี่ยดังกล่าวเท่ากับ  $0.782 \pm 0.018$  กิโลกรัมของของแข็งระเหยต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน สำหรับตะกอนที่ไม่ผ่านกระบวนการบำบัดก่อนซึ่งจะส่งผลให้ปริมาณสารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลายในระบบย่อยแอนแอโรบิกมีปริมาณมากขึ้น ทำให้เกิดสารอินทรีย์จำพวกกรดเพิ่มสูงขึ้น ทำให้ปริมาณสภาพความเป็นด่างมีค่าลดลงเพื่อดำเนินงานสภาวะในระบบย่อยแอนแอโรบิก ซึ่งสอดคล้องกับผลของค่าพีเอชในระบบย่อยดังกล่าวที่มีค่าลดลงที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 7 วัน

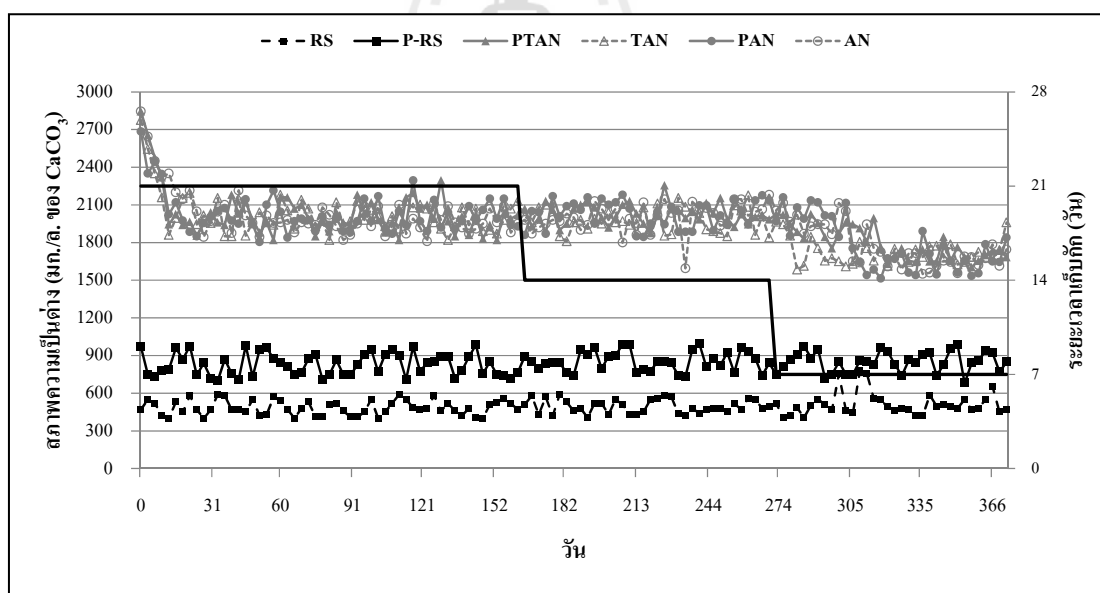
#### 4.3.2 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี

ตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียส่วนใหญ่เป็นสารอินทรีย์ พารามิเตอร์ที่ใช้พิจารณาปริมาณสารดังกล่าวมักจะใช้ค่าซีโอดีในการพิจารณาประสิทธิภาพในการกำจัดในระบบย่อยแอนแอโรบิกอย่างไรก็ตามตะกอนส่วนเกินดังกล่าวประกอบด้วยสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำและไม่ละลายน้ำหรือที่เป็นอนุภาค ซึ่งส่วนใหญ่อยู่ในลักษณะของสารอินทรีย์ที่เป็นอนุภาค โดยสามารถวัดได้ในรูปของซีโอดีและซีโอดีละลายน้ำ ซึ่งหากสัดส่วนซีโอดีละลายน้ำต่อซีโอดี (SCOD/TCOD) ที่ต่ำ แสดงให้เห็นว่า องค์ประกอบสารอินทรีย์ส่วนใหญ่ในตะกอนอยู่ในลักษณะของของแข็งเช่นเดียวกับในตะกอนหลายชนิดจากงานวิจัยที่ผ่านมาเช่น สัดส่วนซีโอดีละลายน้ำต่อซีโอดีในตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวตเต็ดสลัดจ์ (Waste activated sludge) ซึ่งมีค่าสัดส่วนซีโอดีละลายน้ำต่อซีโอดีใกล้เคียงกับการศึกษานี้ โดยมีค่าอยู่ในช่วง 0.0043 – 0.05 (Wang, Qiu, Lu, and Ying, 2010; Xu et al., 2010) และตะกอนที่ผ่านการรีดน้ำออกแล้ว (Dewater sewage sludge) จึงทำให้ค่าสัดส่วนซีโอดีละลายน้ำต่อซีโอดีลดลง โดยมีค่าสัดส่วนดังกล่าวเท่ากับ 0.023 (Nges, and Liu, 2009) และในเมื่อดตะกอนแอโรบิก (Aerobic granular sludge) มีค่าสัดส่วนซีโอดีละลายน้ำต่อซีโอดีอยู่ในช่วง 0.04 – 0.22 (Rio et al., 2011) และในตัวอย่างตะกอนผสมระหว่างตะกอนขั้นต้น (Primary sludge) กับตะกอนขั้นสอง (Secondary sludge) มีค่าสัดส่วนซีโอดีละลายน้ำต่อซีโอดีมีค่าอยู่ในช่วง 0.0068 – 0.095 (Chang et al., 2011) ซึ่งจากค่าที่กล่าวจะส่งผลให้การย่อยสลายตะกอนด้วยการย่อยแอนแอโรบิกต้องใช้ระยะเวลาในการเก็บกักนาน เนื่องจากขั้นตอนการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ถูกจำกัด ดังนั้นการศึกษานี้จึงนำกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างมาช่วยปรับปรุงในขั้นตอนการไฮโดรไลซิส เพื่อลดระยะเวลาในการบำบัดสารอินทรีย์ในระบบแอนแอโรบิก





รูปที่ 4.4 ค่าพีเอชในระบบย่อยแอนแอโรบิก



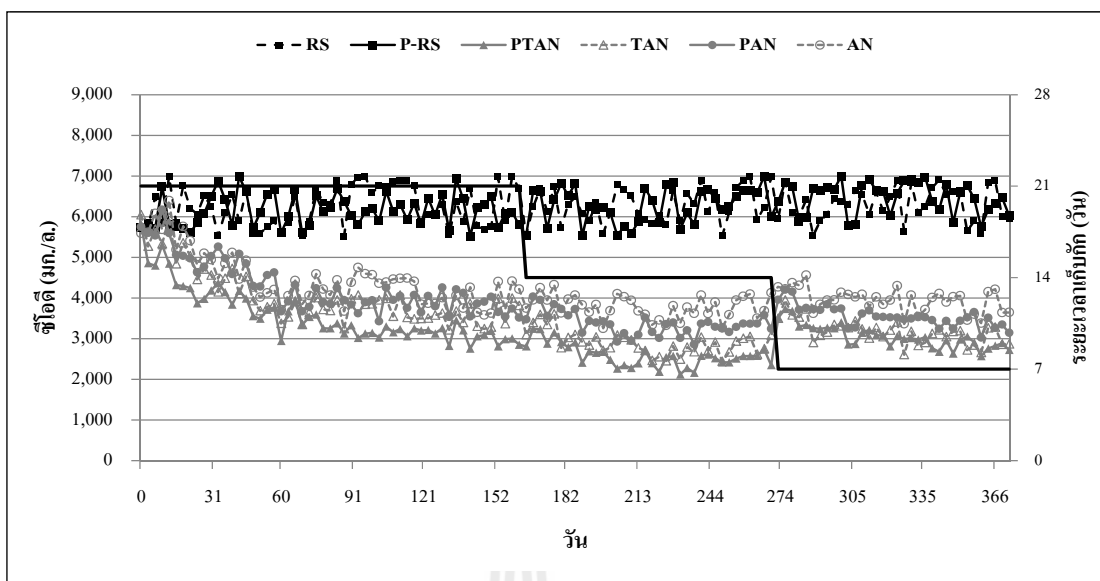
รูปที่ 4.5 สภาพความเป็นด่างในระบบย่อยแอนแอโรบิก

สำหรับในงานวิจัยครั้งนี้ตะกอนดินมีค่าสัดส่วนของค่าซีไอดีละลายน้ำต่อซีไอดี มีค่าเท่ากับ 0.021 มีปริมาณซีไอดีอยู่ระหว่างช่วง 5,866 และ 6,754 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนตะกอนดินที่ผ่านกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างสำหรับสภาวะที่เหมาะสมที่ค่าพีเอชเท่ากับ 8 ระยะเวลาในการสัมผัสเท่ากับ 24 ชั่วโมง มีค่าสัดส่วนของค่าซีไอดีละลายน้ำต่อซีไอดีเท่ากับ 0.034 ปริมาณซีไอดีอยู่ระหว่างช่วง 5,889 และ 6,709 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งจากการเปรียบเทียบตะกอนดินของ 2 ชนิด พบว่าตะกอนที่ผ่านการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างที่สัดส่วนของสารอินทรีย์ที่เป็นอนุภาคที่น้อยกว่า ตะกอนดินสำหรับปริมาณซีไอดีในระบบย่อยแอนแอโรบิกที่สภาวะต่าง ๆ มีค่าดังกล่าวอยู่ในช่วง  $3,154 \pm 1983,675 \pm 2753,878 \pm 241$  และ  $4,154 \pm 356$  มิลลิกรัมต่อลิตร สำหรับถึงปฏิกิริยา PTAN TAN PAN และ AN ตามลำดับซึ่งปริมาณซีไอดีภายในถึงปฏิกิริยา PTAN มีค่าน้อยที่สุดลดลงมาค่าคือถึงปฏิกิริยา TAN PAN และ AN ตามลำดับ โดยจะการเรียงลำดับของปริมาณซีไอดีอย่างนี้ในการกำจัดตะกอนที่ระยะเวลาเก็บกักที่ 21 14 และ 7 วัน และเมื่อเปรียบเทียบปริมาณซีไอดีที่ระยะเก็บกักที่ต่างกัน ในถึงปฏิกิริยาเดียวกันพบว่า ที่ถึงปฏิกิริยา PTAN มีค่าดังกล่าวมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ  $3,154 \pm 1982,534 \pm 237$  และ  $3,054 \pm 282$  มิลลิกรัมต่อลิตร สำหรับที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 14 และ 7 วัน ซึ่งจากค่าดังกล่าวที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน มีปริมาณซีไอดีน้อยที่สุดลดลงมาคือ ที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 และ 21 วัน ตามลำดับ และจะมีการเรียงลำดับของปริมาณซีไอดีอย่างนี้ในการกำจัดตะกอนของทุกถึงปฏิกิริยา ดังแสดงดังรูปที่ 4.6

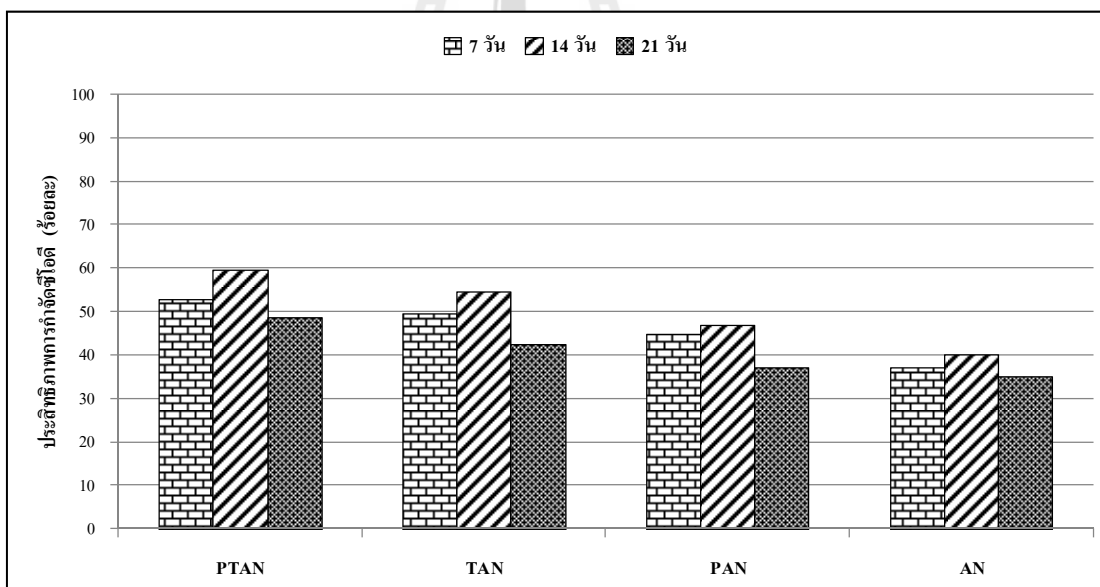
ประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีในระบบย่อยแอนแอโรบิกที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกเมื่อเปรียบเทียบสภาวะที่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างและไม่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสีย เมื่อพิจารณาจากค่าซีไอดีมีประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับร้อยละ 48.82 และ 42.49 สำหรับที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน ในถึงปฏิกิริยา PTAN และ TAN ตามลำดับ จากค่าดังกล่าวระบบย่อยแอนแอโรบิกที่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างมีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบที่ไม่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง สำหรับระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกที่อุณหภูมิบรรยากาศ พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดซีไอดีมีค่าแนวโน้มเช่นเดียวกับที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก คือ มีประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับร้อยละ 37.11 และ 35.07 สำหรับที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน ในถึงปฏิกิริยา PAN และ AN ตามลำดับซึ่งระบบย่อยแอนแอโรบิกที่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างมีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบที่ไม่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง เนื่องจากในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างจะช่วยปรับปรุงในกระบวนการไฮโดรไลซิสส่งผลให้มีความสามารถในการย่อยสลายได้เพิ่มขึ้น ซึ่งจะช่วยให้ประสิทธิภาพในการบำบัดมีค่าสูงขึ้นด้วย เมื่อพิจารณาจากอุณหภูมิที่ใช้ในการควบคุมระบบโดยพบว่า ระบบย่อยแอนแอโรบิกที่มีการควบคุมอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบที่

อุณหภูมิบรรยากาศ เนื่องจากแบคทีเรียเทอร์มอฟิลิกมีอัตราการเจริญเติบโตได้เร็วกว่าและสามารถผลิตเอนไซม์ออกมาย่อยสลายสารอินทรีย์ได้มากกว่าแบคทีเรียเมโซฟิลิกส่งผลให้แบคทีเรียเทอร์มอฟิลิกมีประสิทธิภาพในการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ได้ดีกว่าแบคทีเรียเมโซฟิลิกอย่างไรก็ตาม เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีจากระยะเวลาเก็บกักพบว่า ที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน สามารถกำจัดสารอินทรีย์ในระบบย่อยแอนแอโรบิกได้มากที่สุด เช่น ในถังปฏิกริยา PTAN มีประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับร้อยละ 48.82 และ 59.55 และ 52.75 สำหรับที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 14 และ 7 วัน ตามลำดับ และมีแนวโน้มของค่าดังกล่าวเช่นเดียวกันในทุกถังปฏิกริยา ดังรูปที่ 4.7

เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีของระบบย่อยแอนแอโรบิกกับงานวิจัยที่ผ่านมาของ Tomei et al. (2011a; 2011b) ซึ่งได้ทำการย่อยตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบแอกทิเวตเต็ดสลัดจ์ (Waste Activated Sludge, WAS) ด้วยระบบย่อยแอนแอโรบิกร่วมกับแอโรบิก (Sequential anaerobic-aerobic digestion) พบว่าสามารถกำจัดชีโอดีโดยเฉลี่ยเท่ากับร้อยละ 50 ที่อุณหภูมิช่วงเมโซฟิลิก (ระบบย่อยแอนแอโรบิกที่อุณหภูมิ 37 °C และระบบย่อยแอโรบิกที่อุณหภูมิห้อง) แต่ต้องใช้ระยะเวลาเก็บกักถึง 27 วันและ Dumas et al. (2010) มีประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดีทั้งหมดด้วยระบบย่อยแอนแอโรบิกที่อุณหภูมิเมโซฟิลิกมีค่าเท่ากับร้อยละ 47 และ 34 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 และ 42 วันตามลำดับสำหรับการศึกษาของ Lin et al. (1997) ได้ศึกษาการย่อยสลายตะกอนส่วนเกินด้วยกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างต่อด้วยระบบย่อยแอนแอโรบิก โดยมีการควบคุมระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 20 วัน ที่อุณหภูมิ 35 °C มีค่าการะบรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading) เท่ากับ 595 มิลลิกรัมชีโอดีต่อวันสามารถลดค่าชีโอดีได้เพียงร้อยละ 39 แต่เมื่อมีกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างร่วมกับระบบย่อยแบบแอนแอโรบิกในการควบคุมค่าการะบรทุกสารอินทรีย์เดียวกัน โดยในกระบวนการบำบัดก่อนโดยมีการใช้ NaOH 40 มิลลิกรัมสมมูลต่อลิตรพบว่า มีประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีเพิ่มสูงขึ้นโดยค่าดังกล่าวมีค่าเท่ากับร้อยละ 47 แต่เมื่อเพิ่มค่าการะบรทุกสารอินทรีย์เป็น 2,403 มิลลิกรัมชีโอดีต่อวัน ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 7 วัน พบว่าสามารถกำจัดชีโอดีได้เพียงร้อยละ 37 ซึ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัดที่ลดลงสอดคล้องกับการศึกษานี้ โดยที่ค่าอัตราภาระอินทรีย์เชิงปริมาตรมีค่าเพิ่มขึ้น ประสิทธิภาพในการกำจัดจะลดลงเมื่อเปรียบเทียบที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 และ 7 วัน และเมื่อเปรียบเทียบถึงปฏิกริยาที่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างมีประสิทธิภาพสูงกว่าถึงปฏิกริยาไม่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง



รูปที่ 4.6 ปริมาณซีโอดีของตะกอนที่เข้าและออกจากระบบย่อยแอมโมเนีย



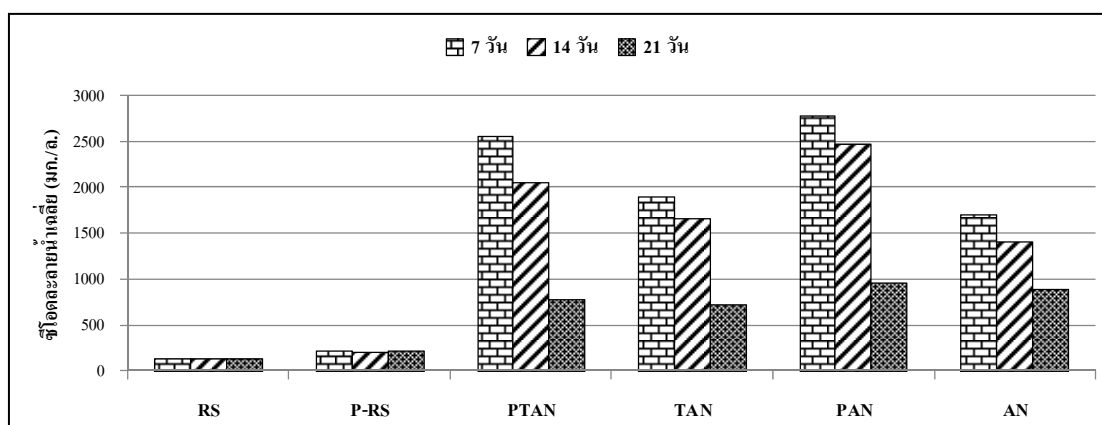
รูปที่ 4.7 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีในระบบย่อยแอมโมเนีย

ในขณะที่การย่อยสลายทางชีวภาพแบบแอนแอโรบิกจะเป็นมีการเปลี่ยนรูปจากชีโอดีในส่วนที่เป็นอนุภาคให้กลายเป็นส่วนที่สามารถละลายน้ำ ซึ่งส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปของกรดอินทรีย์ระเหยง่าย ส่งผลให้ปริมาณชีโอดีละลายน้ำมีค่าเพิ่มสูงขึ้นโดยการเพิ่มขึ้นของปริมาณชีโอดีละลายน้ำ แสดงให้เห็นถึงประสิทธิภาพของการย่อยสลายที่มีค่าเพิ่มขึ้น (Nges and Liu, 2009) ซึ่งรายละเอียดความเข้มข้นของชีโอดีละลายน้ำที่เข้าและออกจากถังปฏิกริยาแต่ละสถานะที่อุณหภูมิบรรยากาศและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกแสดงได้ดังรูปที่ 4.8 และตารางที่ 4.8 โดยจะเห็นว่าปริมาณชีโอดีละลายน้ำที่ออกจากถังปฏิกริยาของทุกถังปฏิกริยามีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อเทียบกับปริมาณชีโอดีละลายน้ำในตัวอย่างตะกอนดิบเข้าถังปฏิกริยา เนื่องจากแบคทีเรียแบบไม่ใช้อากาศจะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่เป็นอนุภาคให้กลายเป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำสุทธิ (Tomei et al., 2011a; 2011b) เช่น ค่าชีโอดีละลายน้ำที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 784729969 และ 893 มิลลิกรัมต่อลิตร สำหรับถังปฏิกริยา PTAN TAN PAN และ AN ตามลำดับ เมื่อคิดร้อยละของค่าการละลายมีค่าเท่ากับร้อยละ 3.68 5.44 4.55 และ 6.67 สำหรับถังปฏิกริยา PTAN TAN PAN และ AN ตามลำดับ ซึ่งจากค่าดังกล่าวจะเห็นว่าที่ถังปฏิกริยาที่ไม่มีขั้นตอนของกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างจะมีค่าชีโอดีละลายน้ำที่สูงกว่าถังปฏิกริยาที่มีขั้นตอนของกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง เนื่องจากปฏิกริยาในระบบย่อยแอนแอโรบิกจะทำการเปลี่ยนปริมาณสารอินทรีย์ที่เป็นอนุภาคให้กลายเป็นสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำจากนั้นทำการย่อยสลายสารอินทรีย์เหล่านั้นให้กลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ น้ำ และก๊าซชีวภาพ เมื่อมีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างจะช่วยเสริมให้ค่าชีโอดีละลายน้ำมีค่าเพิ่มสูงขึ้นอยู่แล้วในขั้นตอนการปรับปรุงกระบวนการไฮโดรไลซิส

เมื่อพิจารณาจากอุณหภูมิจะเห็นว่าที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่าชีโอดีละลายที่สูงกว่าที่อุณหภูมิบรรยากาศ เนื่องจากแบคทีเรียเทอร์มอฟิลิกมีอัตราการผลิตเอนไซม์ที่ออกมาย่อยสลายสารอินทรีย์ได้มากกว่าแบคทีเรียเมโซฟิลิกส่งผลให้แบคทีเรียเทอร์มอฟิลิกมีประสิทธิภาพในการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ได้ดีกว่าแบคทีเรียเมโซฟิลิก (Liu, Zhu, Li, and Yuan, 2011; Liu, Zhu, and Li, 2011) โดยที่ภายใต้สภาวะการย่อยสลายแบบแอนแอโรบิกที่อุณหภูมิ 50°C สามารถก่อให้เกิดการละลายของชีโอดีได้ร้อยละ 22.5 ในขณะที่อุณหภูมิ 25°C สามารถก่อให้เกิดการละลายของชีโอดีได้ร้อยละ 11.6 ซึ่งมีค่าเพิ่มมากขึ้นจากตัวอย่างตะกอนที่มีค่าการละลายของชีโอดีเพียงร้อยละ 2 (Nges and Liu, 2009) ดังนั้นสามารถสรุปได้ว่าอุณหภูมิมีผลต่อค่าการละลายของชีโอดี ส่งผลให้อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์เพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิในการย่อยสูงขึ้น เมื่อพิจารณาจากระยะเวลาเก็บกักของระบบย่อยแอนแอโรบิกที่มีการควบคุมเท่ากับ 21 14 และ 7 วัน พบว่ามีค่าเพิ่มสูงขึ้นเมื่อระยะเวลาเก็บกักมีค่าลดลง เช่น ในถังปฏิกริยา PTAN มีค่าชีโอดีละลายน้ำเฉลี่ยเท่ากับ 784 2,048 และ 2,564 มิลลิกรัมต่อลิตรที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 14 และ 7 วัน ตามลำดับ เมื่อคิดร้อยละ

ของค่าการละลายมีค่าเท่ากับร้อยละ 3.68 9.83 และ 12.09 สำหรับระยะเวลาเก็บกัก 21 14 และ 7 วัน เนื่องจากการเพิ่มขึ้นของปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบย่อยแอนแอโรบิกซึ่งสังเกตได้จากค่าอัตราภาระอินทรีย์เชิงปริมาตรที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 วัน ที่ค่าเฉลี่ยดังกล่าวเท่ากับ  $0.354 \pm 0.023$  กิโลกรัมของของแข็งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน และที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 7 วัน ที่ค่าเฉลี่ยดังกล่าวเท่ากับ  $0.710 \pm 0.018$  กิโลกรัมของของแข็งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน สำหรับตะกอนที่ผ่านกระบวนการบำบัดก่อนซึ่งจะส่งผลให้ปริมาณสารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลายในระบบย่อยแอนแอโรบิกมีปริมาณมากขึ้น ทำให้เกิดสารอินทรีย์จำพวกกรดอินทรีย์ระเหยง่ายเพิ่มสูงขึ้น โดยมีค่าสภาพความเป็นด่างเป็นพารามิเตอร์ที่ยืนยันได้ว่าเกิดกรดอินทรีย์ระเหยง่ายเนื่องจากค่าสภาพความเป็นด่างมีค่าลดลงเมื่อระยะเวลาเก็บกักลดลงจาก 14 วัน เป็น 7 วัน

ค่าแอมโมเนียไนโตรเจนที่ออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิกสำหรับถังปฏิกริยา PTAN TAN PAN และ AN ที่ระยะเวลาเก็บกักที่ 21 วัน พบว่า ค่าค่าแอมโมเนียไนโตรเจนของระบบย่อยแอนแอโรบิกมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 560 652 624 และ 528 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร ตามลำดับ สำหรับที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน มีค่าดังกล่าวเฉลี่ยเท่ากับ 823 736 734 และ 657 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร ตามลำดับ และที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 7 วัน พบว่ามีค่าดังกล่าวเฉลี่ยเท่ากับ 865 792 824 และ 703 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรตามลำดับ โดยจะเห็นว่าค่าแอมโมเนียไนโตรเจนมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิและระยะเวลาเก็บกักมีค่าเพิ่มขึ้น โดยเฉพาะที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกที่มีค่าแอมโมเนียไนโตรเจนเพิ่มขึ้นปริมาณมากเช่นเดียวกับการศึกษาของ Ekama et al. (2007) ที่มีค่าแอมโมเนียในระบบเท่ากับ 43 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรและมีค่าแอมโมเนียที่ออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิกประมาณ 276 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรอย่างไรก็ตามค่าแอมโมเนียไนโตรเจนเป็นส่วนหนึ่งของสารธาตุอาหารที่มีในระบบย่อยสลายแบบแอนแอโรบิก ซึ่งหากมีปริมาณมากเกินไปอาจส่งผลต่อการเกิดก๊าซมีเทน และยังเป็นก๊าซแอมโมเนียจะส่งผลให้มีความเป็นพิษต่อกระบวนการบำบัดแบบแอนแอโรบิก ปริมาณแอมโมเนียที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการกำจัดและเป็นประโยชน์ต่อจุลชีพอยู่ในช่วง 50-200 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรหากมีค่าอยู่ในช่วง 200-1,000 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรจะยังไม่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัด แต่หากมีค่าอยู่ในช่วง 1,500-3,000 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรจะส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดและถ้ามีค่ามากกว่า 3,000 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรจะทำให้เป็นพิษต่อระบบย่อยสลายแบบแอนแอโรบิก โดยเฉพาะที่ระบบมีค่าพีเอชสูงและมีระดับก๊าซแอมโมเนียสูงจะทำให้ระบบบำบัดล้มเหลว และเกิดชีวภาพที่เกิดขึ้นจะลดลงมากกว่า 50% (Chen et al., 2008) จึงอาจต้องมีการเติมกรดเพื่อปรับพีเอชให้ลดลง



รูปที่ 4.8 ค่าเฉลี่ยซีโอดีละลายน้ำของตะกอนที่เข้าและออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิก

ตารางที่ 4.8 ค่าเฉลี่ยซีโอดีละลายน้ำและค่าการละลายของตะกอนจากระบบย่อยแอนแอโรบิก

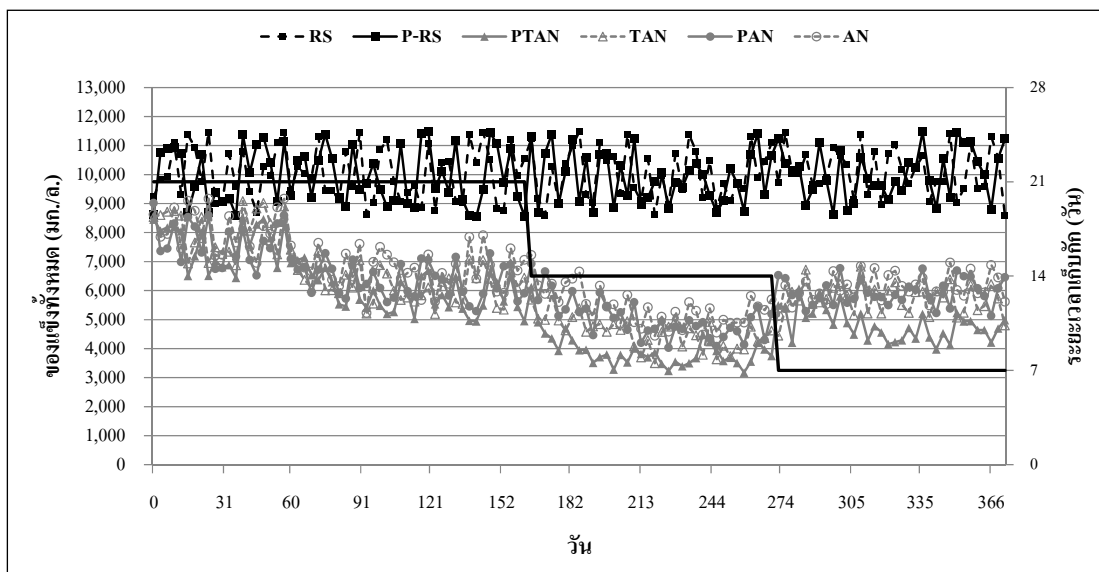
ถังปฏิกริยา	ระยะเวลาเก็บกัก	ซีโอดีละลายน้ำ (มก./ล.)	การละลาย (ร้อยละ)
RS	-	134±11	-
P-RS	-	214±22	-
PTAN	21 วัน	784±30	3.68
	14 วัน	2048±53	9.83
	7 วัน	2564±29	12.01
TAN	21 วัน	729±13	5.44
	14 วัน	1665±73	12.5
	7 วัน	1902±68	14.44
PAN	21 วัน	969±30	4.55
	14 วัน	2477±64	11.88
	7 วัน	2779±79	13.02
AN	21 วัน	893±13	6.67
	14 วัน	1412±36	10.61
	7 วัน	1707±80	12.96

### 4.3.3 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดและของแข็งระเหยง่าย

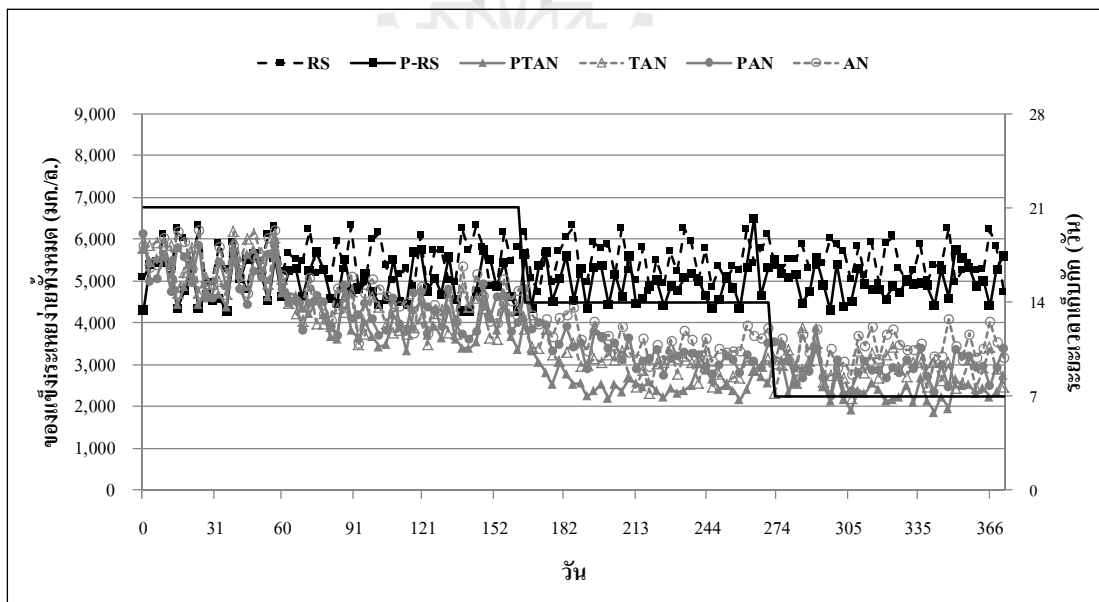
เนื่องจากประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดและของแข็งระเหยง่ายเป็นพารามิเตอร์หนึ่งที่มีความสำคัญต่อการกำจัดตะกอนด้วยวิธีทางชีวภาพ ซึ่งแสดงให้เห็นถึงปริมาณสารอินทรีย์ที่ลดลง ศักยภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบย่อยแอนแอโรบิกและความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่อยู่ในตะกอนที่ทำการศึกษา โดยประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์จะขึ้นอยู่กับอุณหภูมิ ชนิดของตะกอน การกวนผสม ระยะเวลาเก็บกัก เป็นต้น ซึ่งค่าภาระบรรทุกของแข็งระเหยง่ายที่เหมาะสมสำหรับระบบย่อยแอนแอโรบิกควรมีค่าอยู่ในช่วง 2.40 – 6.41 กิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน (Qasim, 1999) โดยในงานวิจัยในครั้งนี้มีค่าดังกล่าวในช่วง 0.23-0.78 กิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ซึ่งมีค่าน้อยกว่ามาก เนื่องจากสัดส่วนของปริมาณของแข็งระเหยง่ายต่อของแข็งทั้งหมดในตะกอนส่วนเกินที่นำมาศึกษามีค่าสัดส่วนที่ต่ำเพียง 0.49-0.54 เท่านั้น จึงส่งผลให้ค่าภาระบรรทุกของแข็งระเหยง่ายที่ต่ำกว่า ลักษณะตะกอนดินที่เข้าสู่ถังย่อยแอนแอโรบิกทั้ง 2 ชนิด มีสัดส่วนของแข็งระเหยง่ายที่ลดลงเมื่อผ่านกระบวนการบำบัดก่อนภาวะต่าง สัดส่วนที่ลดลงดังกล่าวได้เปลี่ยนรูปไปเป็นของแข็งละลายน้ำ เพื่อช่วยต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบแอนแอโรบิกปริมาณของแข็งทั้งหมด และของแข็งระเหยง่ายที่ออกจากถังย่อยแอนแอโรบิก ดังรูปที่ 4.9 และ 4.10 พบว่าปริมาณของแข็งทั้งหมด และของแข็งระเหยง่ายของระบบย่อย PTAN ที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน มีค่าน้อยที่สุดโดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 3909 และ 2530 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ เมื่อปริมาณดังกล่าวมีค่าน้อยส่งผลให้ประสิทธิภาพที่สภาวะดังกล่าวมีค่าสูงที่สุดด้วย มีค่าเฉลี่ยเท่ากับร้อยละ  $60.37 \pm 5.30$  และ  $62.14 \pm 3.52$  เนื่องจากที่สภาวะดังกล่าวมีการควบคุมอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก และมีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างจึงส่งผลให้ระบบย่อยแอนแอโรบิกมีประสิทธิภาพที่สูงกว่า

เมื่อเปรียบเทียบสภาวะที่มีและไม่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างพบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียที่ผ่านขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างมีประสิทธิภาพสูงกว่า เช่น ระบบย่อย PAN และ AN ที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วัน มีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดเท่ากับร้อยละ  $40.69 \pm 2.30$  และ  $39.57 \pm 3.00$  ตามลำดับและมีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายเท่ากับร้อยละ  $46.332 \pm 3.62$  และ  $21.39 \pm 5.19$  ตามลำดับ ดังรูปที่ 4.11 และ 4.12 จากค่าดังกล่าวประสิทธิภาพการกำจัดตะกอนส่วนเกินในถังย่อยแอนแอโรบิก PAN มีค่ามากกว่าถังย่อย AN ซึ่งแสดงให้เห็นว่าผลของการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างมีผลต่อการกำจัดตะกอนส่วนเกินด้วยระบบย่อยแอนแอโรบิก เนื่องจากในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างจะช่วยปรับปรุงในขั้นตอนของกระบวนการไฮโดรไลซิสนในระบบย่อยแอนแอโรบิกจึงส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งมีค่าสูงกว่า และที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 21 และ 14 วัน





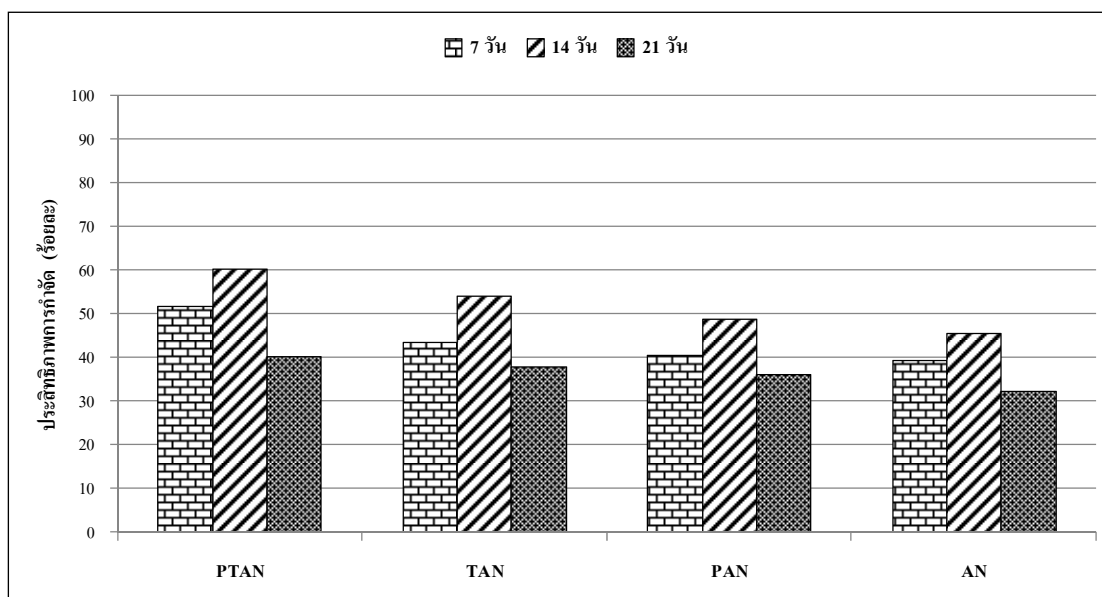
รูปที่ 4.9 ปริมาณของแข็งทั้งหมดของตะกอนที่เข้าและออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิก



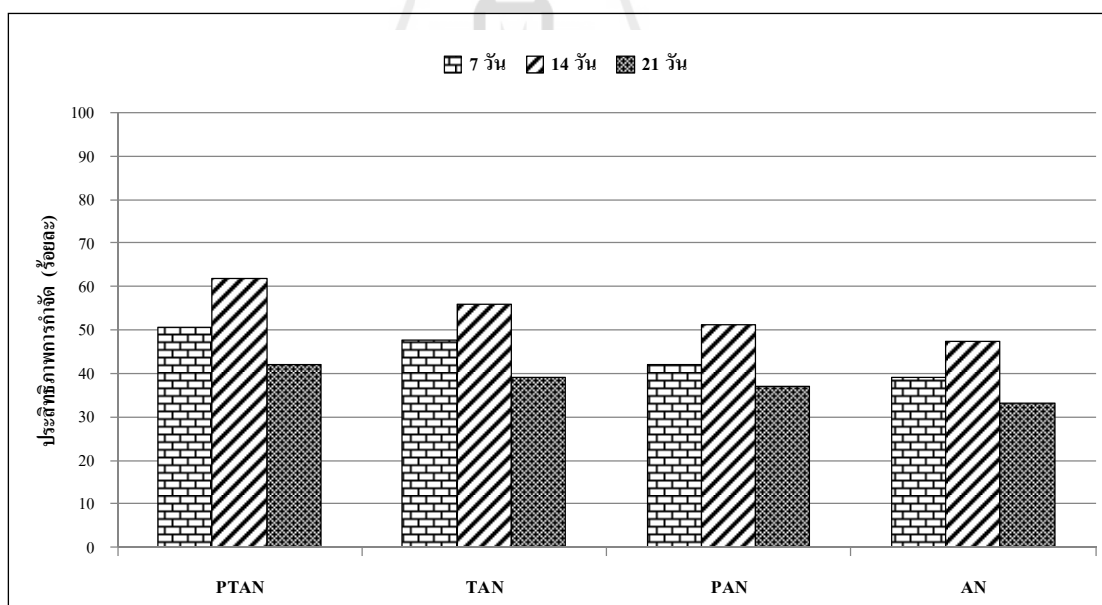
รูปที่ 4.10 ปริมาณของแข็งระเหยง่ายของตะกอนที่เข้าและออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิก

มีแนวโน้มเช่นเดียวกับผลการศึกษานี้ซึ่งประสิทธิภาพดังกล่าวสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์เช่นกัน ดังรูปที่ 4.11 และ 4.12 เมื่อพิจารณาผลของระยะเวลาเก็บกักต่อการย่อยสลายตะกอนพบว่า ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 วัน มีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งทั้งหมดและของแข็งระเหยง่ายมากที่สุด เมื่อเทียบกับระยะเวลาเก็บกัก 21 และ 7 วัน โดยแนวโน้มของประสิทธิภาพดังกล่าวมีแนวโน้มที่คล้ายกัน เช่น ถังย่อย PAN มีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดเท่ากับร้อยละ  $36.19 \pm 2.52$   $49.01 \pm 4.86$  และ  $40.65 \pm 2.30$  ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 14 และ 7 วัน ตามลำดับ และมีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายร้อยละ  $37.22 \pm 2.81$   $51.34 \pm 3.12$  และ  $42.30 \pm 3.62$  ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 14 และ 7 วัน ตามลำดับ เป็นต้น ดังรูปที่ 4.11 และ 4.12 สำหรับการพิจารณาผลของอุณหภูมิต่อการย่อยสลายแอนแอโรบิก พบว่าที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งทั้งหมดและของแข็งระเหยง่ายที่สูงกว่าอุณหภูมิบรรยากาศ เนื่องจากอัตราการเจริญเติบโตของแบคทีเรียเทอร์มอฟิลิกมีค่าสูงกว่า อีกทั้งยังสามารถผลิตเอนไซม์ออกมาย่อยสลายสารอินทรีย์ได้มากกว่าส่งผลให้ที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีประสิทธิภาพในการกำจัดที่สูงกว่า ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดมีค่าเฉลี่ยร้อยละ  $40.42 \pm 3.41$  และ  $36.19 \pm 2.52$  สำหรับถัง PTAN และ PAN ตามลำดับและประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายมีค่าเฉลี่ยร้อยละ  $42.14 \pm 2.16$  และ  $37.22 \pm 2.81$  สำหรับถัง PTAN และ PAN ตามลำดับที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน ดังรูปที่ 4.11 และ 4.12

จากผลการศึกษาดังกล่าวสอดคล้องกับการศึกษาของ Kim et al., 2003 ซึ่งได้นำตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียไปผ่านกระบวนการด้วยภาวะต่างที่ค่าพีเอชเท่ากับ 12 เป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง จากนั้นนำตะกอนไปย่อยด้วยระบบย่อยแอนแอโรบิกที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วัน พบว่าสามารถลดปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดได้ร้อยละ 29.8 และการศึกษาของ Lin et al., 1997 ได้ใช้กระบวนการภาวะต่างในการย่อยสลายตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียด้วยระบบย่อยสลายแบบแอนแอโรบิก โดยชุดควบคุมมีระยะเวลาเก็บกัก 20 วัน ที่อุณหภูมิ  $35^{\circ}\text{C}$  ค่าอัตราการอินทรีย์เชิงปริมาตร (Volumetric organic loading rate, VOLR)  $0.382 \text{ kg VS/m}^3\text{-day}$  สามารถลดค่าของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดได้ร้อยละ 35 เมื่อมีภาวะต่างเป็นกระบวนการบำบัดก่อนพบว่าสามารถลดค่าของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดได้ร้อยละ 42 ตามลำดับ นอกจากนี้ยังมีงานวิจัยที่ผ่านมาสำหรับการย่อยตะกอนด้วยระบบย่อยแอนแอโรบิกเพียงอย่างเดียวในการหมักตะกอนผสมระหว่างตะกอนจากการทำขึ้นกับตะกอนขึ้นดินในอัตราส่วน 1:1 ทำให้สามารถลดปริมาณของแข็งระเหยง่ายได้มากขึ้นโดยมีค่าประมาณร้อยละ 50 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 15 วัน และอุณหภูมิ  $37^{\circ}\text{C}$  (Cheunbarn and Pagilla, 2000) และสามารถกำจัดของแข็งระเหยง่ายได้ร้อยละ 18–27 ที่



รูปที่ 4.11 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดในระบบย่อยแอนแอโรบิก



รูปที่ 4.12 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายในระบบย่อยแอนแอโรบิก

ระยะเวลาเก็บกัก 8 – 12 วัน และสามารถกำจัดของแข็งระเหยง่ายได้ออยู่ในช่วงร้อยละ 13-27 ในตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์(WAS) เมื่อทำการย่อยด้วยระบบย่อยแอนแอโรบิก ที่อุณหภูมิช่วงเมโซฟิลิก(35 – 37 °C) ที่ระยะเวลาเก็บกัก 20 – 40 วัน ซึ่งมีอัตราการผลิตก๊าซอินทรีย์ประมาณ 1 กิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อปริมาตรถังปฏิกรณ์ต่อวัน แต่เมื่อเพิ่มระยะเวลาเก็บกักเป็น 45 วัน พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งระเหยง่ายเพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อยซึ่งมีค่าอยู่ในช่วงร้อยละ 14 - 30(Bolzonella et al. 2005)แต่จากการศึกษาของ วีระวุฒิ ทองบริบูรณ์ (2550) ที่ระยะเวลาเก็บกัก 20 และ 30 วันสามารถลดของแข็งระเหยง่ายในตะกอนผสมที่อุณหภูมิห้องได้ร้อยละ 42.27 และ 42.43ตามลำดับและ Tomei et al. (2011a; 2011b) สามารถกำจัดปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดได้โดยเฉลี่ยเท่ากับร้อยละ 32 - 40 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 15 วันและอุณหภูมิ 37°C และสามารถลดของแข็งระเหยง่ายได้ออยู่ในช่วงร้อยละ 26-50 ด้วยระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศแบบธรรมดา (Conventional anaerobic digestion) ในการย่อยตะกอนผสมจากระบบบำบัดน้ำเสีย 3 แห่ง และจากการสำรวจประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งระเหยง่ายของระบบย่อยทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศสำหรับย่อยตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน 30 แห่ง พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งระเหยง่ายอยู่ในช่วงร้อยละ 27 -71 นอกจากนี้ จากการศึกษาของ Kumar et al. (2006) พบว่าการกำจัดของแข็งระเหยง่ายภายใต้สภาวะการย่อยที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกและอายุตะกอน 20 วันมีค่าเท่ากับประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายภายใต้สภาวะการย่อยที่อุณหภูมิเมโซฟิลิกและอายุตะกอน 15 วัน โดยสามารถกำจัดของแข็งระเหยง่ายได้เท่ากับร้อยละ 52 แต่ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายภายใต้สภาวะการย่อยที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกและอายุตะกอน 15 วันกลับมีค่าน้อยกว่าประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายภายใต้อุณหภูมิเมโซฟิลิกที่มีอายุตะกอน 10 และ 15 วัน ซึ่งแสดงให้เห็นว่าของแข็งระเหยง่ายบางชนิดสามารถย่อยสลายได้ด้วยกระบวนการย่อยสลายแบบใดแบบหนึ่ง (แบบใช้อากาศหรือแบบไม่ใช้อากาศ) แต่ของแข็งระเหยง่ายบางชนิดอาจจะสามารถย่อยสลายได้ด้วยกระบวนการย่อยเพียงกระบวนการเดียวเท่านั้น

#### 4.3.4 การเกิดก๊าซชีวภาพ

จากประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของถังย่อยแอนแอโรบิกที่มีค่าแตกต่างกัน โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดที่ถังย่อยที่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างสูงกว่าถังย่อยที่ไม่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่าง และผลของอุณหภูมิถังที่มีอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกสูงกว่าที่อุณหภูมิบรรยากาศ ซึ่งในกระบวนการย่อยสลายของระบบย่อยแอนแอโรบิกจะเปลี่ยนรูปสารอินทรีย์ดังกล่าว เปลี่ยนเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ น้ำ และก๊าซชีวภาพสามารถคำนวณหาอัตราการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของแอมโมเนียทั้งหมดและซีโอดีทั้งหมด ได้ดังตารางที่ 4.9 พบว่าที่ถังย่อย PTAN มีอัตราการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของแอมโมเนียทั้งหมดและซีโอดีทั้งหมดสูงที่สุดเมื่อเทียบกับถังย่อยแอนแอโรบิกในสถานะต่าง ๆ

ตารางที่ 4.9 อัตราการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของแอมโมเนียทั้งหมดและซีโอดีทั้งหมดของถังปฏิกรณ์

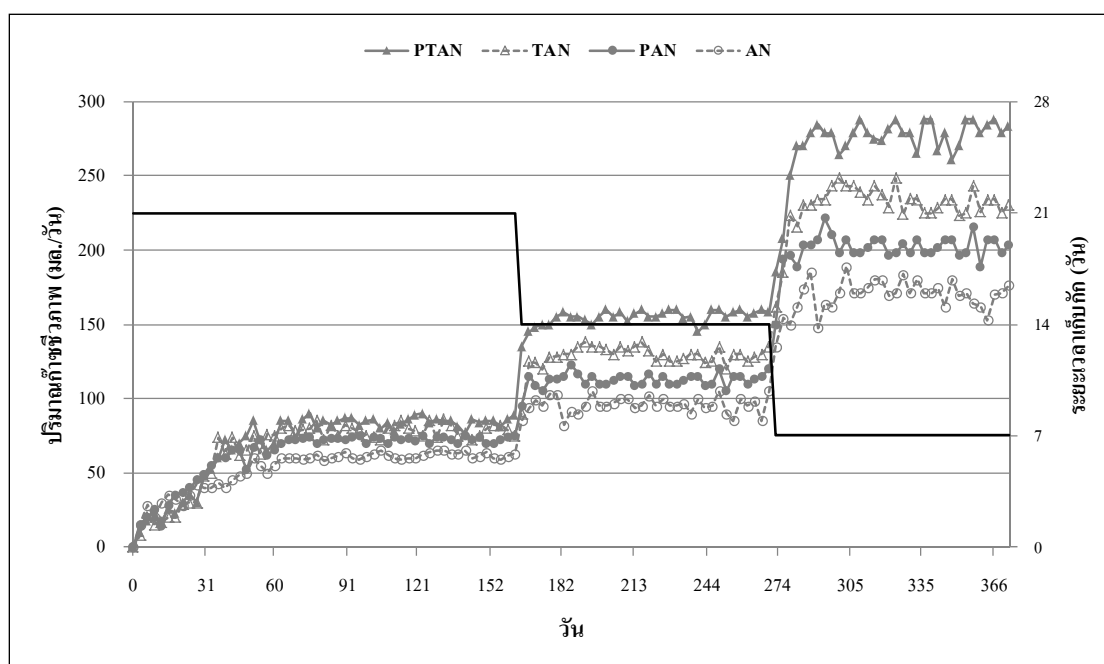
ถังปฏิกรณ์	ระยะเวลาเก็บกัก	อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์	
		กิโลกรัมของแอมโมเนียทั้งหมดที่ถูกกำจัดต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน	กิโลกรัมซีโอดีทั้งหมดที่ถูกกำจัดต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน
PTAN	21 วัน	0.0503	0.1435
	14 วัน	0.1733	0.2669
	7 วัน	0.3562	0.4879
TAN	21 วัน	0.0649	0.1186
	14 วัน	0.1797	0.2441
	7 วัน	0.3681	0.4715
PAN	21 วัน	0.0347	0.1090
	14 วัน	0.1211	0.2108
	7 วัน	0.2951	0.4165
AN	21 วัน	0.0462	0.0958
	14 วัน	0.1384	0.1793
	7 วัน	0.2991	0.3601

หมายเหตุ - ที่ HRT 21 วันมีค่าอัตราการอินทรีย์เชิงปริมาตร 0.236-0.261 กก. VS/ลบ.ม./วัน  
 - ที่ HRT 14 วันมีค่าอัตราการอินทรีย์เชิงปริมาตร 0.354-0.394 กก.VS/ลบ.ม./วัน  
 - ที่ HRT 7 วันมีค่าอัตราการอินทรีย์เชิงปริมาตร 0.710-0.782 กก.VS/ลบ.ม./วัน

เมื่อพิจารณาการเกิดก๊าซชีวภาพพบว่าปริมาณก๊าซชีวภาพมีปริมาณมากที่สุดในถังย่อย PTAN มีค่าเฉลี่ยการเกิดก๊าซชีวภาพเท่ากับ  $0.085 \pm 0.0033$   $0.156 \pm 0.0037$  และ  $0.273 \pm 0.0215$  ลิตรต่อวัน ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 21 14 และ 7 วัน ตามลำดับ จะเห็นว่าที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 7 วัน มีปริมาณก๊าซชีวภาพสูงที่สุด ดังรูปที่ 4.13 เนื่องจากปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าถังย่อยมีมากถึง  $0.710 \pm 0.018$  กิโลกรัมของของแข็งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ส่งผลให้ปริมาณชีโอดีละลายน้ำมีในปริมาณที่มากทำให้จุลินทรีย์แบบแอนแอโรบิกย่อยสลายได้ง่าย จึงส่งผลให้ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นมีปริมาณสูงกว่าที่ถังย่อยอื่น และเมื่อเปรียบเทียบกับถังย่อย TAN PAN และ AN พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 7 วัน สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้สูงที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับระยะเวลาเก็บกัก 21 และ 14 วัน เมื่อพิจารณาผลของอุณหภูมิพบว่าถังที่มีอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีปริมาณก๊าซชีวภาพสูงกว่าที่อุณหภูมิบรรยากาศ สอดคล้องกับประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในถังย่อยแอนแอโรบิกที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่าสูงกว่าที่อุณหภูมิบรรยากาศ อีกทั้งค่าการละลายของชีโอดีของถังย่อยที่อุณหภูมิบรรยากาศมีค่าเพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อยเมื่อเปรียบเทียบกับค่าการละลายของชีโอดีที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก จึงแสดงให้เห็นว่าการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องมีค่าน้อยมาก เช่น ปริมาณก๊าซชีวภาพในถังย่อยแอนแอโรบิก TAN และ AN มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ  $0.105 \pm 0.0259$  และ  $0.096 \pm 0.0057$  ลิตรต่อวัน ที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน ตามลำดับ สำหรับผลของการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างจากปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นมีค่าสูงกว่าถังย่อยที่ไม่มีขั้นตอนการบำบัดก่อน เช่น ที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วัน มีปริมาณก๊าซชีวภาพเฉลี่ยเท่ากับ  $0.273 \pm 0.0037$  และ  $0.229 \pm 0.0160$  ลิตรต่อวัน สำหรับถังย่อย PTAN และ TAN ตามลำดับ เนื่องจากปริมาณชีโอดีละลายน้ำมีในปริมาณที่มากกว่าสาเหตุจากขั้นตอนการปรับปรุงขั้นตอนกระบวนการไฮโดรไลซิสด้วยภาวะต่าง และในถังย่อยแอนแอโรบิกที่มีขั้นตอนการย่อยสลายสลายสารอินทรีย์ที่เร็วขึ้น เมื่อคำนวณเปรียบเทียบเป็นสัดส่วนร้อยละที่เพิ่มขึ้นระหว่างระบบย่อยที่มีและไม่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง พบว่า สามารถเพิ่มปริมาณก๊าซชีวภาพได้ร้อยละ 47.63 และ 17.75 สำหรับอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก และอุณหภูมิบรรยากาศ ตามลำดับ ที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน

สำหรับความสัมพันธ์ระหว่างค่าชีโอดีละลายน้ำและการเกิดก๊าซชีวภาพนั้น มีความสัมพันธ์กันอย่างมีนัย ดังตารางที่ 4.8 และ 4.10 เนื่องจากชีโอดีละลายน้ำเป็นสารตั้งต้นของการเปลี่ยนสารอินทรีย์ไปเป็นก๊าซชีวภาพ จากผลการศึกษาพบว่าเมื่อระยะเวลาเก็บกักลดลงปริมาณชีโอดีละลายน้ำมีค่าเพิ่มสูงขึ้น ส่งผลให้ปริมาณก๊าซชีวภาพเพิ่มสูงขึ้นด้วย สอดคล้องกับผลของอัตราการกำจัดสารอินทรีย์ที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วัน มีค่ามากที่สุด แต่เมื่อเปรียบเทียบกับแต่ละสถานะพบว่า ที่ถังย่อย PTAN มีค่าชีโอดีละลายน้ำมากที่สุด นั้นหมายถึงปริมาณก๊าซชีวภาพมีการ

เกิดมากที่สุดเช่นกัน แต่ที่ถ้อยย่อ TAN มีค่าซีไอดีละลายน้ำน้อยกว่า PAN เนื่องจากแบคทีเรียเทอร์โมฟิลิกมีอัตราการเจริญเติบโตได้เร็วกว่าและสามารถผลิตเอนไซม์ออกมาย่อยสลายสารอินทรีย์ได้มากกว่าแบคทีเรียเมโซฟิลิกส่งผลให้แบคทีเรียเทอร์โมฟิลิกมีประสิทธิภาพในการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ได้ดีกว่าแบคทีเรียเมโซฟิลิก จึงส่งผลให้ปริมาณค่าซีไอดีละลายน้ำมีค่าที่น้อยกว่าแต่มีปริมาณก๊าซชีวภาพที่สูงกว่าถ้อยย่อ PAN



รูปที่ 4.13 ปริมาณก๊าซชีวภาพจากระบบย่อยแอนแอโรบิก

เมื่อพิจารณาปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดต่อปริมาณของแฉ่งระเหยง่ายและซีไอดีที่ถูกกำจัดและปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดต่อปริมาณของแฉ่งระเหยง่ายและซีไอดีที่ป้อนเข้าของถ้อยย่อแอนแอโรบิกดังตารางที่ 4.10 พบว่า เมื่อมีปริมาณสารอินทรีย์ที่ป้อนเข้าสู่ถ้อยย่อแอนแอโรบิกเพิ่มสูงขึ้นอัตราก๊าซชีวภาพที่เกิดต่อปริมาณของแฉ่งระเหยง่ายที่ป้อนเข้าของถ้อยย่อเพิ่มสูงขึ้นด้วย เช่น ที่ถ้อยย่อ PTAN มีอัตราก๊าซชีวภาพที่เกิดต่อปริมาณของแฉ่งระเหยง่ายเฉลี่ยเท่ากับ 0.018 และ 0.354 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมของแฉ่งระเหยง่ายที่ป้อนเข้า ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 21 และ 14 วัน ตามลำดับ เนื่องจากมีค่าอัตราการเจริญเติบโตที่เข้าสู่ระบบเพิ่มขึ้นจาก 0.236 กิโลกรัมของแฉ่งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน เป็น 0.354 กิโลกรัมของแฉ่งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน จากค่าดังกล่าวส่งผลให้ปริมาณซีไอดีละลายน้ำมีค่าเพิ่มขึ้นด้วย โดยมีสัดส่วนของการ

ละลายเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 3.68 เป็น ร้อยละ 9.83 ส่งผลให้จุลินทรีย์ย่อยสารอินทรีย์และเปลี่ยนรูปไปเป็นก๊าซชีวภาพได้เพิ่มสูงขึ้น เป็นต้น และอัตราก๊าซชีวภาพที่เกิดต่อปริมาณชีโอดีที่ป้อนเข้ามีค่าสอดคล้องกับอัตราก๊าซชีวภาพที่เกิดต่อปริมาณของแฉะระเหยง่ายที่ป้อนเข้าด้วย เนื่องด้วยสาเหตุเช่นเดียวกัน แต่เมื่อพิจารณาอัตราก๊าซชีวภาพที่เกิดต่อปริมาณของแฉะระเหยง่ายที่ถูกกำจัด พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกักที่ลดลงค่าดังกล่าวมีค่าลดลงตามไปด้วย เนื่องจากอัตราส่วนในการกำจัดสารอินทรีย์ของถังย่อยแอนแอโรบิกมีค่าเพิ่มสูงขึ้น เมื่อเปรียบเทียบระยะเวลาเก็บกักที่ 21 และ 14 วัน ส่งผลให้ค่าอัตราก๊าซชีวภาพที่เกิดต่อปริมาณของแฉะระเหยง่ายที่ถูกกำจัดมีค่าลดลง เช่น ถังย่อย PAN ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 และ 14 วัน มีค่าอัตราก๊าซชีวภาพที่เกิดต่อปริมาณของแฉะระเหยง่ายที่ถูกกำจัดเฉลี่ยเท่ากับ 0.104 และ 0.047 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมของแฉะระเหยง่ายที่ถูกกำจัดตามลำดับจากผลการศึกษาของ วิระวุฒิ ทองบริบูรณ์ (2550) พบว่า มีอัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อปริมาณของแฉะระเหยง่ายที่ป้อนเข้า 0.065 และ 0.060 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมของแฉะระเหยง่าย และอัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อปริมาณชีโอดีที่ป้อนเข้า 0.027 และ 0.025 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมชีโอดีทั้งหมด เมื่อทำการศึกษการย่อยตะกอนด้วยถังหมักแบบแอนแอโรบิกที่ระยะเวลาเก็บกัก 20 และ 30 วันตามลำดับ และจากการศึกษาของ Zupancic et al. (2008) ซึ่งทำการย่อยตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยระบบแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเมโซฟิลิก ซึ่งมีอัตราการระอินทรีย์เชิงปริมาตรเฉลี่ย 0.8 กิโลกรัมของแฉะแขวนลอยระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวันที่ระยะเวลาเก็บกัก 20 วัน พบว่าสามารถมีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพอยู่ในช่วง 0.39 – 0.60 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมของแฉะแขวนลอยระเหยง่ายและมีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพสูงสุดที่ 0.89 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมของแฉะแขวนลอยระเหยง่ายนอกจากนี้ จากการศึกษาของ Derbal et al. (2009) ซึ่งได้ใช้โมเดล IWA ADM1 ในการศึกษาการย่อยของเสียผสมระหว่างตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียกับของเสียชุมชน ทำการเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกัก 26.9 วัน และอัตราการระอินทรีย์เชิงปริมาตรเฉลี่ย 1.01 กิโลกรัมของแฉะระเหยง่ายทั้งหมดต่อลูกบาศก์เมตรต่อวันที่อุณหภูมิ 37 °C มีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพเท่ากับ 0.296 ลูกบาศก์เมตรต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน



ตารางที่ 4.10 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพต่อปริมาณของแข็งระเหยง่ายและชีโอดีที่ถูกกำจัดและอัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อปริมาณของแข็งระเหยง่ายและชีโอดีที่  
ป้อนเข้าของถังปฏิกริยา

ถังปฏิกริยา	ระยะ เวลาเก็บกัก	ปริมาตรก๊าซ ชีวภาพ (ลิตรต่อวัน)	อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ			
			ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัม ของแข็งระเหยง่ายที่ถูก กำจัด	ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมชี โอดีทั้งหมดที่ถูกกำจัด	ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัม ของแข็งระเหยง่ายที่ป้อนเข้า	ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมชี โอดีทั้งหมดที่ป้อนเข้า
PTAN	21 วัน	0.085±0.0033	0.084±0.0033	0.029±0.0011	0.018±0.0007	0.014±0.0005
	14 วัน	0.156±0.0037	0.045±0.0011	0.029±0.0007	0.022±0.0005	0.026±0.0006
	7 วัน	0.273±0.0215	0.038±0.0030	0.028±0.0022	0.019±0.0015	0.044±0.0034
TAN	21 วัน	0.079±0.0032	0.104±0.0025	0.033±0.0013	0.015±0.0006	0.013±0.0005
	14 วัน	0.105±0.0259	0.047±0.0016	0.021±0.0053	0.013±0.0032	0.018±0.0043
	7 วัน	0.229±0.0160	0.034±0.0019	0.024±0.0017	0.015±0.0011	0.038±0.0027
PAN	21 วัน	0.073±0.0017	0.104±0.0025	0.033±0.0008	0.015±0.0004	0.012±0.0003
	14 วัน	0.113±0.0040	0.047±0.0016	0.027±0.0009	0.016±0.0006	0.019±0.0007
	7 วัน	0.201±0.0110	0.034±0.0019	0.024±0.0013	0.014±0.0008	0.033±0.0018
AN	21 วัน	0.062±0.0021	0.067±0.0022	0.032±0.0011	0.012±0.0004	0.010±0.0003
	14 วัน	0.096±0.0057	0.035±0.0020	0.027±0.0016	0.012±0.0007	0.016±0.0009
	7 วัน	0.169±0.0113	0.028±0.0018	0.023±0.0015	0.011±0.0007	0.028±0.0019

หมายเหตุ ที่ HRT 21 วันมีค่าอัตราการอินทรีย์เชิงปริมาตรในช่วง 0.236-0.261 กก. VS/ลบ.ม./วัน, ที่ HRT 14 วันมีค่าอัตราการอินทรีย์เชิงปริมาตรในช่วง 0.354-0.394 กก.VS/ลบ.ม./วัน, ที่ HRT 7 วันมีค่าอัตราการอินทรีย์เชิงปริมาตรในช่วง 0.710-0.782 กก.VS/ลบ.ม./วัน

เมื่อพิจารณาในส่วนของผลของอุณหภูมิต่อปฏิกิริยาชีวเคมีของจุลินทรีย์ซึ่งเป็นปัจจัยที่สำคัญอย่างหนึ่ง ทั้งนี้เนื่องจากอุณหภูมิจะมีผลต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ การส่งผ่านก๊าซกับการละลายของก๊าซในน้ำเสีย การตกตะกอนของจุลินทรีย์ โดยผลของอุณหภูมิต่อปฏิกิริยาชีวเคมีของจุลินทรีย์สามารถอธิบายได้ดังสมการที่ (5)

$$r_T = r_{20} \theta^{(T-20)} \quad (4.5)$$

โดย  $r_T$  = reaction rate at  $T$  °C  
 $r_{20}$  = reaction rate at 20 °C  
 $\theta$  = ค่าคงที่ (Temperature activity coefficient)  
 $T$  = อุณหภูมิ (°C)

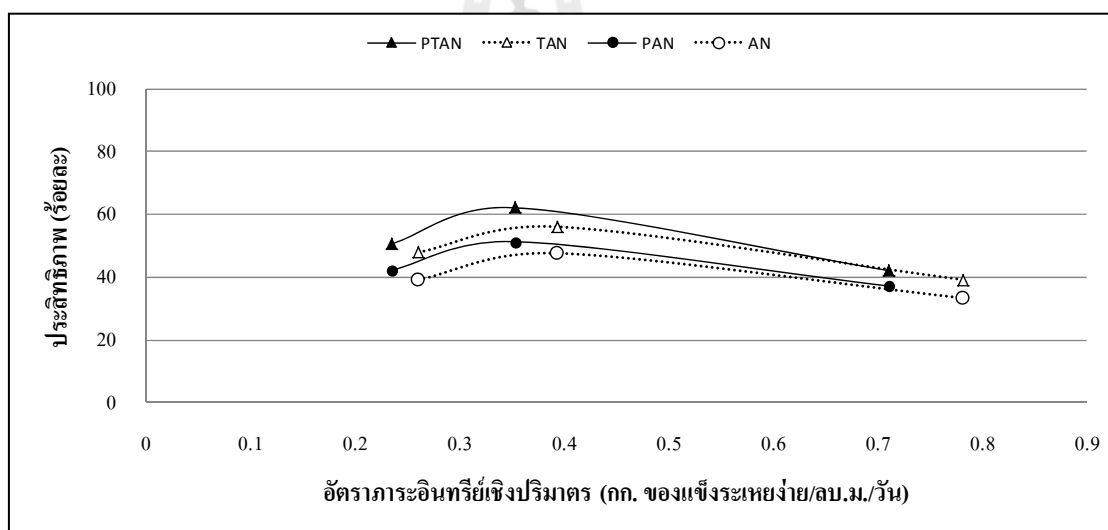
ค่า  $\theta$  จะขึ้นอยู่กับชนิดของระบบบำบัด เช่น ระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบ่อเติมอากาศ หรือระบบบำบัดน้ำเสียแบบระบบกรองชีวภาพ เป็นต้น ดังแสดงในตารางที่ 4.11 เมื่อเทียบกับระบบบำบัดชนิดอื่น ๆ พบว่ามีค่าดังกล่าวที่ต่ำกว่า และเมื่อเปรียบเทียบระหว่างระบบย่อยแอนแอโรบิกที่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างกับไม่มีขั้นตอนการบำบัดก่อน พบว่ามีค่าที่ไม่แตกต่างกัน

ตารางที่ 4.11 Temperature activity coefficient ( $\theta$ ) สำหรับระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ

ชนิดของระบบบำบัด	Temperature activity coefficient ( $\theta$ )
Activated sludge system	1.00-1.08
Aerated lagoon	1.04-1.10
Tricking filter	1.02-1.08
Anaerobic sludge digestion	
- Alkaline pretreatment + Anaerobic digestion	1.00-1.01
- Anaerobic digestion	1.00-1.01

จากผลการศึกษาการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบย่อยแอนแอโรบิกโดยภาพรวม พบว่าระบบย่อยแอนแอโรบิกสามารถย่อยสลายตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพ ซึ่งสถานะที่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้มากที่สุดคือ ระบบย่อยแอนแอโรบิกที่มีสถานะการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่าง ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 วัน ซึ่งมีประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดี ของแ่งทั้งหมด และของแ่งระเหยง่ายได้ร้อยละ  $59.55 \pm 3.11$  และ  $62.14 \pm 3.52$  ตามลำดับ แต่ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 20 วัน กลับมีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ที่ต่ำที่สุด เช่น ระบบย่อย TAN มีประสิทธิภาพการกำจัดร้อยละ  $42.49 \pm 2.34$  และ  $39.21 \pm 2.15$  สำหรับประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดี ของแ่งทั้งหมด และของแ่งระเหยง่าย ตามลำดับ เนื่องมาจากค่าอัตราภาระอินทรีย์เชิงปริมาตรมีเท่ากับ  $0.261 \pm 0.025$  กิโลกรัมของแ่งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวันที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน และเพิ่มขึ้นเป็น  $0.394 \pm 0.022$  กิโลกรัมของแ่งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวันที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน แสดงดังตารางที่ 4.12 และรูปที่ 4.14 โดยทั่วไปค่าอัตราภาระอินทรีย์เชิงปริมาตรที่เหมาะสมสำหรับระบบย่อยแอนแอโรบิกควรมีค่าอยู่ในช่วง 2.40 – 6.41 กิโลกรัมของแ่งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน (Qasim, 1999) ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบจะเห็นว่ามีความดังกล่าวกว่าที่ต่ำกว่ามาก เนื่องมาจากตะกอนที่ได้มาทำการศึกษาเป็นตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบ oxidation ditch มีการรักษาอายุของตะกอนที่สูง และในบริเวณบางจุดมีปริมาณออกซิเจนในระบบที่ต่ำเพื่อบำบัดปริมาณสารอาหารในน้ำเสีย ทำให้สัดส่วนของแ่งระเหยง่ายทั้งหมดต่อปริมาณของแ่งทั้งหมดมีค่าที่ต่ำส่งผลโดยตรงกับประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ ซึ่งเมื่อมีการเพิ่มค่าภาระบรรทุกของแ่งระเหยง่ายจึงทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์มีค่าเพิ่มขึ้น เช่นเดียวกับการศึกษาของ Uma, Kaliappan, Adish, Ick, Rajesh, (2012) ได้ทำการศึกษาผลของตะกอนต่อการบำบัดก่อนร่วมระหว่างความร้อนและภาวะด่าง จากนั้นทำการย่อยสลายตะกอนด้วยระบบย่อยแอนแอโรบิก แปรเปลี่ยนระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 20 15 และ 12 วัน พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 15 วัน มีค่ามากที่สุด โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดของแ่งระเหยง่ายร้อยละ 17.0 เมื่อเทียบกับที่ระยะเวลาเก็บกัก 20 และ 12 มีเพียงร้อยละ 14.0 และ 14.9 ตามลำดับ เนื่องจากที่ระยะเวลาเก็บ 15 วัน มีค่าภาระบรรทุกของแ่งระเหยง่ายเพิ่มสูงขึ้น เช่นเดียวกับการศึกษาของ Joo-Hyun และ Johng-Hwa (2013) ได้ทำการศึกษาผลของตะกอนต่อการบำบัดก่อนร่วมระหว่างไมโครเวฟและภาวะด่าง ซึ่งพบว่าในขั้นตอนการบำบัดก่อนสามารถเพิ่มค่าสัดส่วนชีโอดีละลายน้ำต่อชีโอดีได้ และเมื่อย่อยสลายด้วยระบบย่อยแอนแอโรบิกที่ระยะเวลาเก็บกัก 15 10 และ 7 วัน พบว่าระยะเวลาที่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้มากที่สุดคือ ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 10 วัน โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแ่งระเหยง่ายร้อยละ 43.8 50.4 และ 47.8 ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 15 10 และ 7 วัน ตามลำดับ สำหรับระบบย่อยตะกอนที่ผ่านการบำบัดก่อน

และมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งระเหยง่ายร้อยละ 18.8 23.6 และ 17.5 ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 15 10 และ 7 วัน ตามลำดับ สำหรับระบบย่อยตะกอนที่ไม่ผ่านการบำบัดก่อนซึ่งจะเห็นว่า สอดคล้องกับผลการศึกษาในครั้งนี้จากผลที่กล่าวมาข้างต้นอาจจะสรุปได้ว่า เมื่ออุณหภูมิในการทดลองเดินระบบย่อยเพิ่มสูงขึ้น จะส่งผลให้อัตราการย่อยสลายเพิ่มมากขึ้น เป็นผลทำให้อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพเพิ่มมากขึ้นตามไปด้วย (Cooney and Wise, 1975) นอกจากนี้ เมื่ออัตราการอินทรีย์เชิงปริมาณที่เข้าระบบสูงก็จะส่งผลให้อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพเพิ่มมากขึ้นเช่นเดียวกันจาก ผลการศึกษาที่ระยะเวลาเก็บกักที่เหมาะสมจะพิจารณาจากประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของ ตะกอนโดยที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 วัน เหมาะสมที่สุด เนื่องจากระยะเวลาเก็บกักเป็น พารามิเตอร์ที่สำคัญอย่างหนึ่งซึ่งใช้ในการออกแบบ หากมีระยะเวลากักเก็บที่สูงมากไป ขนาดของ ระบบบำบัดก็จะมีขนาดใหญ่ และมีค่าใช้จ่ายในการเดินระบบและค่าก่อสร้างที่มากยิ่งขึ้น



รูปที่ 4.14 ผลของอัตราการอินทรีย์เชิงปริมาณที่เข้าระบบย่อย  
ต่อประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่าย

ตารางที่ 4.12 ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในระบบย่อยแอนแอโรบิก

ถังปฏิกริยา	ประสิทธิภาพการกำจัด (ร้อยละ)								
	ซีไอดี			ของแข็งทั้งหมด			ของแข็งระเหยง่าย		
	21 วัน	14 วัน	7 วัน	21 วัน	14 วัน	7 วัน	21 วัน	14 วัน	7 วัน
PTAN	48.82±2.57	59.55±3.11	52.75±3.86	40.42±3.41	60.37±5.30	51.95±4.82	42.14±2.16	62.14±3.52	50.73±6.95
TAN	42.49±2.34	54.57±3.03	49.70±3.93	38.19±2.10	54.35±5.14	43.63±3.16	39.21±2.15	56.07±3.75	47.96±5.46
PAN	37.11±1.75	47.00±2.94	44.99±3.72	36.19±2.52	49.01±4.86	40.65±2.30	37.22±2.81	51.34±3.12	42.30±3.62
AN	35.07±1.84	40.13±2.13	37.29±3.78	32.50±3.74	45.78±5.25	39.57±3.00	33.36±3.83	47.65±2.95	39.21±5.19

หมายเหตุ - ที่ HRT 21 วันมีค่าอัตราภาระอินทรีย์เชิงปริมาตร 0.236-0.261 กก. VS/ลบ.ม./วัน

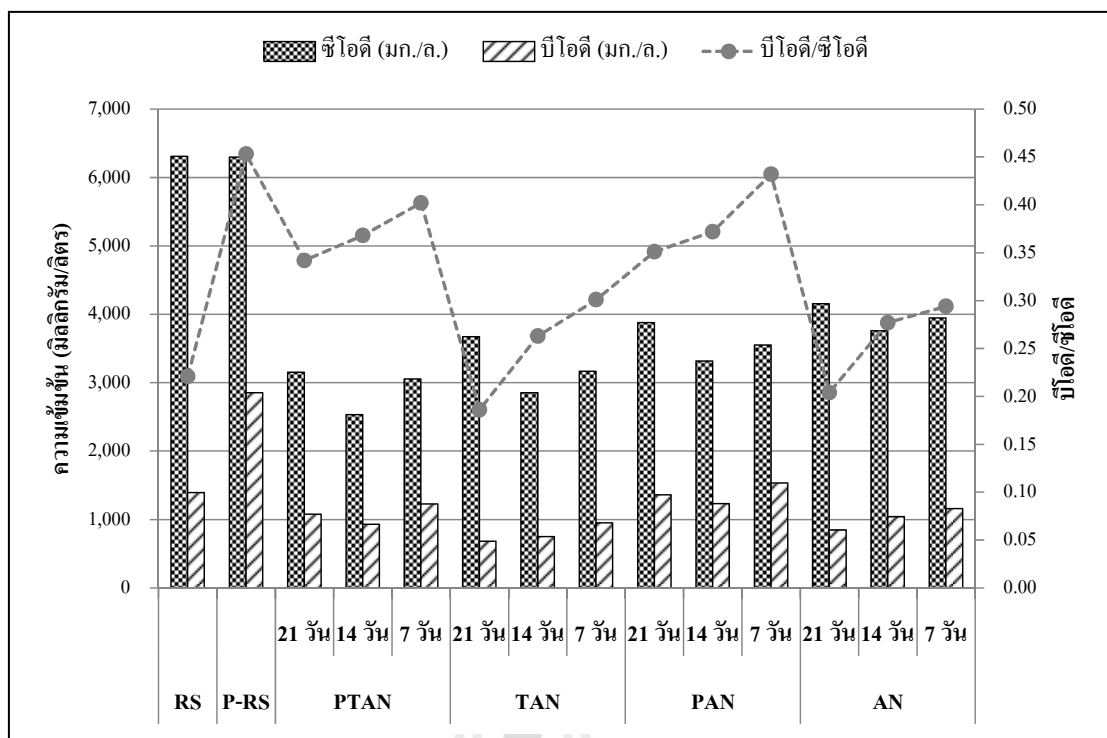
- ที่ HRT 14 วันมีค่าอัตราภาระอินทรีย์เชิงปริมาตร 0.354-0.394 กก.VS/ลบ.ม./วัน

- ที่ HRT 7 วันมีค่าอัตราภาระอินทรีย์เชิงปริมาตร 0.710-0.782 กก.VS/ลบ.ม./วัน

## 4.4 สัดส่วนสารอินทรีย์กับความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพ

### 4.4.1 ความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพ

การแบ่งแยกสัดส่วนสารอินทรีย์ด้วยวิธีทางกายภาพเคมี (Gatti et al., 2010) เป็นการแบ่งแยกสัดส่วนสารอินทรีย์โดยการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ ได้แก่ ซีโอดีทั้งหมด (TCOD) ซีโอดีละลายน้ำ (SCOD) บีโอดีทั้งหมด (TBOD) และบีโอดีละลายน้ำ (SBOD) ได้ค่าดังรูปที่ 4.15 แสดงค่าซีโอดี ซีโอดีละลายน้ำ บีโอดี และบีโอดีละลายน้ำ ของตะกอนที่ป้อนเข้าและออกจากถังย่อยแอนแอโรบิกโดยพบว่าตะกอนดิบที่ผ่านกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างมีค่าบีโอดีเพิ่มสูงขึ้นจากเดิมตะกอนดิบมาค่าบีโอดีเท่ากับ 1,935 มิลลิกรัมต่อลิตร เพิ่มสูงขึ้นเท่ากับ 2,853 มิลลิกรัมต่อลิตร ในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่าง ส่งผลให้สัดส่วนบีโอดีต่อซีโอดีเพิ่มสูงขึ้นตามไปด้วย โดยจากเดิมมีค่าเท่ากับ 0.221 เป็น 0.483 จากค่าที่กล่าวมาจะเห็นว่าในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างสามารถช่วยเพิ่มค่าความสามารถในการย่อยสลายได้ สำหรับตะกอนที่ออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิก พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 21 วัน มีค่าสัดส่วนของค่าบีโอดีต่อซีโอดีต่ำกว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 และ 7 วัน เช่น ที่ถังย่อยแอนแอโรบิกTAN มีสัดส่วนบีโอดีต่อซีโอดีเท่ากับ 0.186 0.263 และ 0.301 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 14 และ 7 วัน เนื่องจากที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน มีระยะเวลาในการกำจัดสารอินทรีย์ได้มากกว่า ส่งผลให้สัดส่วนดังกล่าวที่ค่าที่ต่ำกว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 และ 7 วัน และที่ระยะเก็บกักที่ลดลงปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าระบบย่อยแอนแอโรบิกจะมีค่าเพิ่มสูงขึ้น ทำให้เกิดการสะสมปริมาณสารอินทรีย์ในระบบที่สูงขึ้น หากพิจารณาผลของอุณหภูมิต่อการย่อยแอนแอโรบิก พบว่าที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีสัดส่วนบีโอดีต่อซีโอดีต่ำกว่าที่อุณหภูมิบรรยากาศ เช่นที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 วัน มีค่าสัดส่วนดังกล่าวเท่ากับ 0.368 และ 0.372 จากถัวย่อย PTAN และ PAN เป็นต้น เมื่อพิจารณาระบบย่อยแอนแอโรบิกที่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างจะเห็นว่าระบบย่อยแอนแอโรบิกที่มีขั้นตอนบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างมีค่าสูงกว่าระบบย่อยแอนแอโรบิกที่ไม่ขั้นตอนการบำบัดก่อน เช่น ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 21 วัน มีค่าสัดส่วนบีโอดีต่อซีโอดีเท่ากับ 0.351 และ 0.204 สำหรับถัวย่อย PAN และ AN เป็นต้น จากค่าดังกล่าวแสดงให้เห็นความสามารถในการย่อยสลายของตะกอนที่ออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิกที่ขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างมีปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพเหลืออยู่มากกว่าระบบย่อยที่ไม่มีขั้นตอนการบำบัดก่อน



รูปที่ 4.15 ความเข้มข้นของค่าซีโอดี บีโอดี และสัดส่วนบีโอดีต่อซีโอดี

การวัดความคงตัวโดยใช้หลักการของการวัดการหายใจสามารถประเมินได้จากค่าดัชนีการหายใจในหน่วยของมิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแฉะระเหยต่อชั่วโมง ( $\text{mmol O}_2/\text{kg VS/h}$ ) จากการทบทวนวรรณกรรมพบว่าที่ค่าดังกล่าวมีค่ามากกว่า 30 มิลลิกรัมออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแฉะระเหยต่อชั่วโมงจะมีการย่อยสลายทางชีวภาพ (Biodegradability) ที่สูง หากค่าดัชนีการหายใจอยู่ในช่วงระหว่าง 15-30 มิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแฉะระเหยต่อชั่วโมงยังมีการย่อยสลายทางชีวภาพที่ลดลง แต่ถ้าหากค่าดัชนีการหายใจอยู่ในช่วงระหว่าง 5-15 มิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแฉะระเหยต่อชั่วโมง สารอินทรีย์นั้นเริ่มมีความคงตัวแล้ว และยิ่งค่าดัชนีการหายใจมีค่าน้อยกว่า 5 มิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแฉะระเหยต่อชั่วโมง พบว่าสารอินทรีย์นั้นมีความคงตัวมากดังแสดงในตารางที่ 4.13 พบว่าตะกอนที่ป้อนเข้าและออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิกยังมีสถานะของตะกอนที่ไม่มีความคงตัว แต่อย่างไรก็ตามตะกอนดิบดิบที่ผ่านขั้นตอนการบำบัดก่อนภาวะค้างมีค่าเพิ่มสูงขึ้นจาก 27.289 มิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแฉะระเหยต่อชั่วโมง เป็น 81.227 มิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแฉะระเหยต่อชั่วโมง ซึ่งแสดงให้เห็นว่าในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะค้างสามารถปรับปรุงความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพ และเมื่อพิจารณาตะกอนที่ออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิกมีค่าดังกล่าวลดลง นั้นหมายความว่าปริมาณสารอินทรีย์ในระบบย่อยแอนแอโรบิกมีค่าลดลงส่งผลให้ปริมาณสารอินทรีย์

ที่ย่อยสลายด้วยวิธีทางชีวภาพมีค่าลดลงด้วย เช่น ถังย่อย PTAN ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน มีค่าดัชนีการหายใจของตะกอนที่ป้อนเข้าเท่ากับ 81.227 มิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อชั่วโมง หลังจากการบำบัดด้วยกระบวนการย่อยแอนแอโรบิกมีค่าดังกล่าวเท่ากับ 41.156 มิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อชั่วโมง ซึ่งสอดคล้องกับผลของบีโอดีต่อซีโอดี ที่ตะกอนที่ป้อนเข้ามีค่าบีโอดีต่อซีโอดีเท่ากับ 0.453 และเมื่อผ่านถังย่อยแอนแอโรบิกมีค่าดังกล่าวลดลงเหลือ 0.342 เป็นต้น

ตารางที่ 4.13 ค่าดัชนีการหายใจจากระบบย่อยแอนแอโรบิก

ถังปฏิกรณ์	ระยะเวลาเก็บกัก	อัตราการหายใจ (mmol O <sub>2</sub> /kg VS/h)	สถานะ
RS	-	27.289	ไม่มีความคงตัว
P-RS	-	81.227	ไม่มีความคงตัวมาก
PTAN	21 วัน	41.156	ไม่มีความคงตัวมาก
	14 วัน	41.096	ไม่มีความคงตัวมาก
	7 วัน	63.804	ไม่มีความคงตัวมาก
TAN	21 วัน	20.398	ไม่มีความคงตัว
	14 วัน	34.480	ไม่มีความคงตัวมาก
	7 วัน	45.960	ไม่มีความคงตัวมาก
PAN	21 วัน	43.992	ไม่มีความคงตัวมาก
	14 วัน	52.782	ไม่มีความคงตัวมาก
	7 วัน	74.648	ไม่มีความคงตัวมาก
AN	21 วัน	23.110	ไม่มีความคงตัว
	14 วัน	46.442	ไม่มีความคงตัวมาก
	7 วัน	47.176	ไม่มีความคงตัวมาก



#### 4.4.2 สัดส่วนสารอินทรีย์

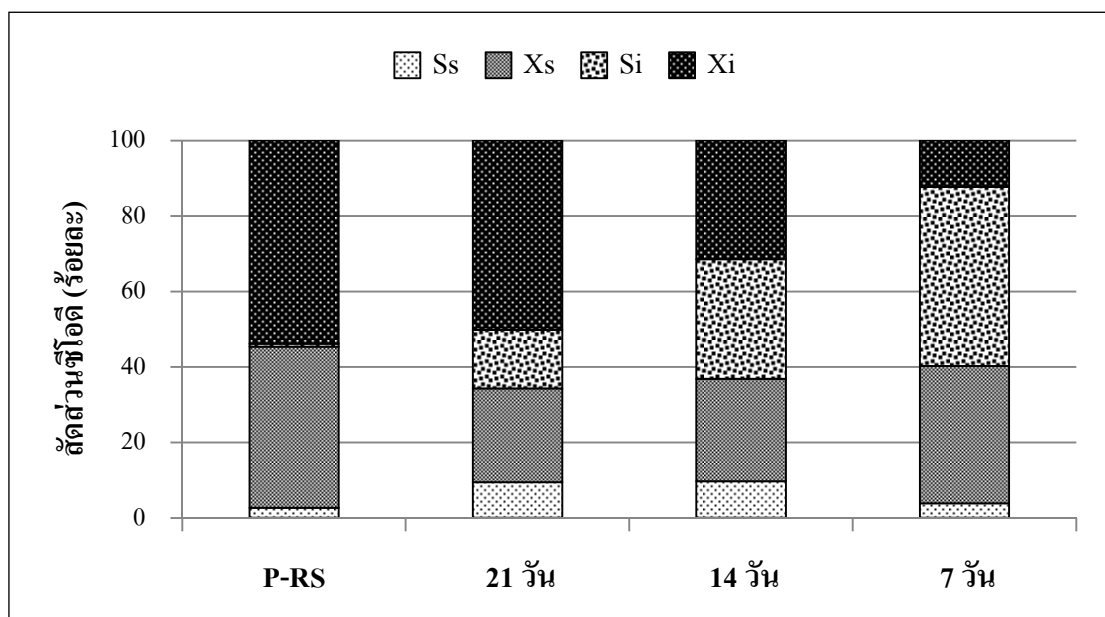
เมื่อแบ่งสัดส่วนสารอินทรีย์ออกเป็นชั้นสเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย (Readily biodegradable organic substrate ( $S_r$ )) ชั้นสเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ช้า (Slowly biodegradable organic substrate ( $X_s$ )) สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (Inert soluble organic matter ( $S_i$ )) และอนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (Inert particle organic matter ( $X_p$ )) สามารถอธิบายหลักการของกระบวนการย่อยสลายของสารอินทรีย์ได้ คือ การย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถไฮโดรไลซิสได้ให้กลายเป็นชั้นสเตรตที่สามารถย่อยได้ง่าย ซึ่งชั้นสเตรตที่ได้จากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถไฮโดรไลซิสได้เร็วกว่าจะถูกนำไปใช้ในการบำรุงรักษาเซลล์ ทำให้อัตราการตายของจุลินทรีย์ลดลง ส่วนชั้นสเตรตที่ได้จากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถไฮโดรไลซิสได้ช้ากว่าจะถูกนำไปใช้ในการเจริญเติบโต (Vollertsen and Hvitved-Jacobsen, 2002; Gavalakis, Mamais, Marinos, and Andreadakis, 2006) จากรูป 4.16 4.17 4.18 และ 4.19 จะเห็นว่าตะกอนที่ป้อนเข้าระบบย่อยแอมโมเนียมีสัดส่วนสารอินทรีย์ส่วนใหญ่เป็นอนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ โดยมีค่าความเข้มข้นเท่ากับ 4,838 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งคิดเป็นสัดส่วนร้อยละ 76.668 รองลงมาคือชั้นสเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ช้ามีค่าความเข้มข้นเท่ากับ 1,338 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นสัดส่วนร้อยละ 21.208 ต่อมาจะเป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้มีค่าความเข้มข้นเท่ากับ 78 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นสัดส่วนร้อยละ 1.232 และสุดท้ายคือชั้นสเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย โดยมีค่าความเข้มข้นเท่ากับ 56 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งคิดเป็นสัดส่วนร้อยละ 0.892 เมื่อผ่านขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างพบว่าปริมาณชั้นสเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายมีสัดส่วนที่เพิ่มขึ้นคิดเป็นสัดส่วนร้อยละ 2.582 และค่าชั้นสเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ช้าที่ค่าเพิ่มขึ้นเช่นกัน ซึ่งคิดเป็นสัดส่วนร้อยละ 42.718 สำหรับค่าสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ และอนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้มีค่าลดลง โดยคิดเป็นสัดส่วนร้อยละ 0.815 และ 53.885 ตามลำดับ แสดงให้เห็นว่ากระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างสามารถปรับปรุงในขั้นตอนกระบวนการไฮโดรไลซิสในระบบย่อยแอมโมเนีย เนื่องจากในขั้นตอนกระบวนการไฮโดรไลซิสจะเปลี่ยนสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ยากเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่าย ซึ่งในการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างก็สามารถเปลี่ยนรูปจากสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ยากเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่ายได้เช่นกัน ส่งผลให้ลดระยะเวลาในการบำบัดสารอินทรีย์ในระบบย่อยแอมโมเนียได้

จากการทบทวนงานวิจัยที่ผ่านมาพบว่า สัดส่วน  $S_r$  ในของเสียอุตสาหกรรมมีค่าอยู่ประมาณร้อยละ 4-6 ของชีโอดีทั้งหมด (Lagarde, Tusseau-Vuillemin, Lessard, Heduit, Dutrop and Mouchel, 2005) และมีค่าประมาณร้อยละ 7 ของชีโอดีทั้งหมดในน้ำเสียจากโรงฟอกย้อม

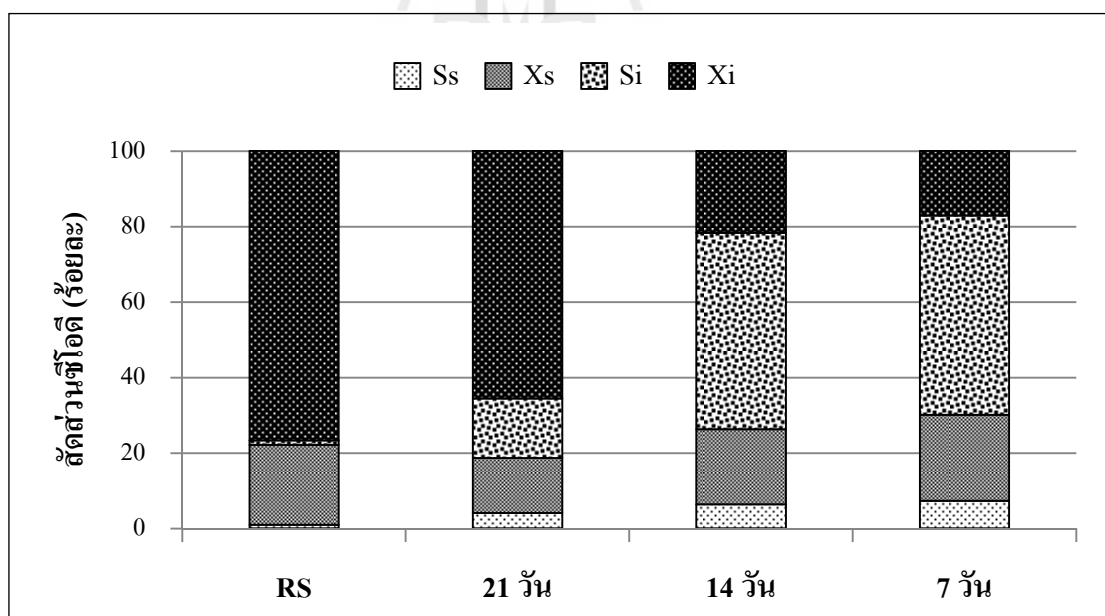
(Karahan, Dogruel, Dulekgurgen and Orhon, 2008) ในขณะที่น้ำเสียจากฟาร์มเลี้ยงหมูมีค่าสัดส่วน  $S_0$  อยู่ในช่วงร้อยละ 0.4-10 ของค่าซีโอดีทั้งหมด และมีสัดส่วน  $X_0$  อยู่ในช่วงร้อยละ 7-72 ของค่าซีโอดีทั้งหมด และมีค่าสัดส่วน  $X_0$  อยู่ในช่วงร้อยละ 16-53 และมีค่าสัดส่วน  $S_0$  อยู่ในช่วงร้อยละ 6-14 ของค่าซีโอดีทั้งหมดในน้ำเสียจากฟาร์มเลี้ยงหมู (Boursier et al., 2005)

จากการพิจารณาตะกอนที่ออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิกสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปซีโอดี พบว่า ผลรวมของสัดส่วน  $X_0 + S_0$  มีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อระยะเวลาเก็บกักลดลง เช่น ถังย่อย PTAN มีค่าดังกล่าวคิดเป็นร้อยละ 18.60 26.30 และ 30.10 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 14 และ 7 วัน ตามลำดับ ซึ่งแสดงให้เห็นว่าเมื่อระยะเวลาเก็บกักลดลง ปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ทางชีวภาพมีค่าเพิ่มสูงขึ้น เนื่องจากมีค่าภาระบรรทุกของแข็งระเหยที่เพิ่มสูงขึ้น สอดคล้องกับก๊าซชีวภาพที่เพิ่มสูงขึ้นเมื่อระยะเวลาเก็บกักมีค่าสูงขึ้น เพราะมีค่าภาระบรรทุกของแข็งระเหยที่เพิ่มสูงขึ้นเช่นเดียวกัน เมื่อพิจารณาผลของอุณหภูมิพบว่าเมื่ออุณหภูมิการย่อยเพิ่มขึ้นจากอุณหภูมิบรรยากาศเป็นอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกสัดส่วนขั้วสเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ช้าต่ออนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้มีค่าลดลง และสัดส่วนขั้วสเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายต่อสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ลดลง แสดงว่า อนุภาคสารอินทรีย์สามารถย่อยสลายที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมากกว่าอุณหภูมิบรรยากาศ ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกสูงกว่าที่อุณหภูมิบรรยากาศ และทำให้ปริมาณของแข็งและซีโอดีทั้งหมดที่ออกจากถังย่อยแอนแอโรบิกที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกน้อยกว่าอุณหภูมิบรรยากาศด้วย

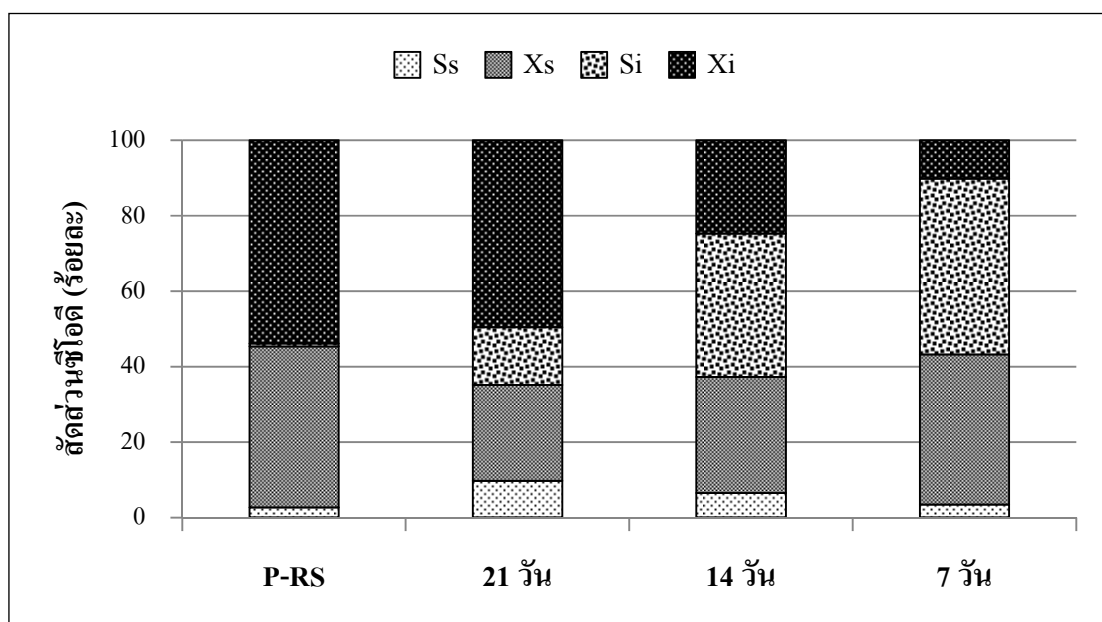
นอกจากนี้จะเห็นว่าสัดส่วนสารอินทรีย์ละลายน้ำทั้งหมด ( $S_0 + S_1$ ) ที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่ามากกว่าที่อุณหภูมิบรรยากาศ แสดงให้เห็นถึงกระบวนการ Solubilization ที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมากกว่าอุณหภูมิห้อง ทำให้มีสารอินทรีย์ละลายน้ำซึ่งสามารถวัดได้ในรูปของซีโอดีละลายน้ำที่มีองค์ประกอบส่วนใหญ่เป็นกรดอินทรีย์ระเหยง่าย ซึ่งเป็นสารตั้งต้นในการผลิตก๊าซชีวภาพเพิ่มขึ้น ส่งผลให้อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมากกว่าที่อุณหภูมิบรรยากาศและจากผลการศึกษาของ Ekama et al. (2007) พบว่าสัดส่วนสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ที่อุณหภูมิ 25 °C ระยะเวลาเก็บกัก 5.63 วัน มีค่าเท่ากับร้อยละ 84.7 ของค่าซีโอดีทั้งหมด ซึ่งมีค่ามากกว่าสัดส่วนสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้จากการศึกษาที่มีค่าเท่ากับร้อยละ 73.4 ของค่าซีโอดีทั้งหมดในขณะที่มีสัดส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้มีค่าเท่ากับร้อยละ 26.6 ของค่าซีโอดีทั้งหมด แต่ลักษณะโดยทั่วไปของตะกอนจะสามารถย่อยสลายได้ร้อยละ 30-50 ของค่าซีโอดีทั้งหมด (Dumas et al., 2010)



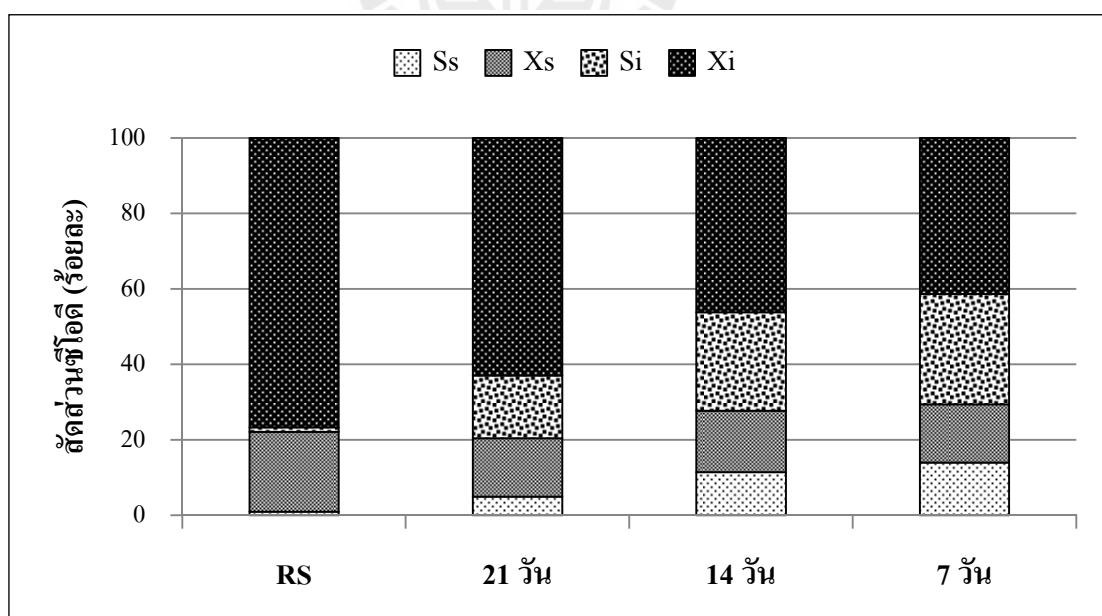
รูปที่ 4.16 สัดส่วนซีไอดีที่ป้อนเข้าและออกของถังย่อย PTAN



รูปที่ 4.17 สัดส่วนซีไอดีที่ป้อนเข้าและออกของถังย่อย TAN



รูปที่ 4.18 สัดส่วนซีไอดีที่ป้อนเข้าและออกของถังย่อย PAN



รูปที่ 4.19 สัดส่วนซีไอดีที่ป้อนเข้าและออกของถังย่อย AN

## บทที่ 5

### สรุปผลการศึกษาและข้อเสนอแนะ

#### 5.1 สรุปผลการศึกษา

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียด้วยระบบย่อยแอนแอโรบิก โดยทำการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมของการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างผลของการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างต่อการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินในการย่อยแอนแอโรบิกผลของอุณหภูมิต่อการย่อยแอนแอโรบิกที่อุณหภูมิบรรยากาศและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก( $55 \pm 2$  °C) ผลของระยะเวลาเก็บกักต่อการย่อยแอนแอโรบิกที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 21 14 และ 7 วัน โดยตะกอนส่วนเกินที่นำมาใช้ในการศึกษานี้มาจากโรงบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลศูนย์น่านมัยที่ 5 จังหวัดนครราชสีมาซึ่งเป็นระบบบำบัดแบบตะกอนเร่ง (Activated Sludge) มีปริมาณของแข็งทั้งหมด (Total solids, TS) มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 10,041 มิลลิกรัมต่อลิตร สัดส่วนปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (Total volatile solids, TVS) ต่อปริมาณของแข็งทั้งหมดมีค่าเท่ากับ 0.54 ค่าซีโอดี (Chemical oxygen demand, COD) ซึ่งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 6,310 มิลลิกรัมต่อลิตร ค่าซีโอดีละลาย (Soluble chemical oxygen demand, SCOD) มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 134 มิลลิกรัมต่อลิตร ค่าบีโอดีทั้งหมด (Biochemical oxygen demand, BOD) มีค่าเท่ากับ 2,209 มิลลิกรัมต่อลิตร มีสัดส่วนของค่าบีโอดีต่อซีโอดีเท่ากับ 0.22 ซึ่งตะกอนในการศึกษาครั้งนี้มีลักษณะที่คล้ายกันคือมีสัดส่วนของค่าปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดต่อปริมาณของแข็งทั้งหมดที่ต่ำ เนื่องจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลศูนย์น่านมัยที่ 5 จังหวัดนครราชสีมาเป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบ oxidation ditch มีการรักษาอายุของตะกอนที่สูง และในบริเวณบางจุดมีปริมาณออกซิเจนในระบบที่ต่ำเพื่อบำบัดปริมาณสารอาหารในน้ำเสีย ดังนั้นตะกอนส่วนเกินดังกล่าวนี้สามารถย่อยสลายด้วยวิธีทางชีวภาพได้ต่ำ

##### 5.1.1 ผลของการการบำบัดก่อนของตะกอนส่วนเกินด้วยภาวะต่าง

ผลของความเป็นกรด-ด่าง (pH) ที่ค่าต่าง ๆ ในกระบวนการการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างต่อตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ โดยในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างมีการใช้ NaOH ในการปรับค่าพีเอชในช่วงระหว่าง 8-14 จากนั้นทำการเขย่าด้วยความเร็วรอบ 250 รอบต่อนาทีระยะเวลาสัมผัส 24 ชั่วโมงที่สภาวะอุณหภูมิห้อง โดยพารามิเตอร์ที่ใช้ในการพิจารณาการปรับปรุงในขั้นตอนไฮโดรไลซิสและความสามารถในการย่อย

สลาย คือ สัดส่วนของค่าการละลาย หรือสัดส่วนซิดโอดีละลายน้ำต่อซิดโอดีและสัดส่วนของค่าบีโอดีต่อซิดโอดี จากผลการศึกษาพบว่าในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างโดยใช้สารเคมี NaOH สามารถเพิ่มค่าสัดส่วนของการละลายได้ร้อยละ 1.90 2.09 2.47 2.66 3.61 18.26 33.28 และ 37.09 โดยมีค่าพีเอชระหว่าง 8-14 ตามลำดับ จากค่าดังกล่าวเป็นค่าที่มีสัดส่วนเปอร์เซ็นต์แนวโน้มของค่าซิดโอดีละลายน้ำต่อซิดโอดีมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อ pH มีค่าสูงขึ้น ความสามารถในการย่อยสลายพบว่า มีสัดส่วนบีโอดีต่อซิดโอดีเพิ่มขึ้นเป็น 0.46 และ 0.45 ที่ค่าพีเอช 8 และ 9 ตามลำดับ จากนั้นค่าดังกล่าวจะลดลงเมื่อมีค่าพีเอชระหว่าง 10-11 และจะถูกยับยั้งที่ค่าพีเอชมากกว่า 12 เนื่องจากความสามารถในการย่อยสลายที่ความเข้มข้นของไอออน  $\text{Na}^+$  ที่ต่ำจะช่วยเพิ่มค่าความสามารถในการย่อยสลาย และจะลดลงเมื่อความเข้มข้นของไอออน  $\text{Na}^+$  ที่สูง ดังนั้นการหาสภาวะที่เหมาะสมต่อกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่าง คือ การปรับค่าพีเอชเท่ากับ 8 และมีการกวนเป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง เนื่องจากสภาวะดังกล่าวมีความสามารถในการย่อยสลายได้มากที่สุด

### 5.1.2 ผลของการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างต่อการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินในการย่อยแอมโมโรบิก

จากผลการศึกษาการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบย่อยแอมโมโรบิกโดยภาพรวมพบว่าระบบย่อยแอมโมโรบิกสามารถย่อยสลายตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพ ซึ่งสภาวะที่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้มากที่สุดคือ ระบบย่อยแอมโมโรบิกที่มีสภาวะการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่าง ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 วัน ซึ่งมีประสิทธิภาพการกำจัดซิดโอดี ของแ่งทั้งหมด และของแ่งระเหยง่ายได้ร้อยละ  $59.55 \pm 3.11$  และ  $62.14 \pm 3.52$  ตามลำดับ แต่ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 20 วัน กลับมีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ที่ต่ำที่สุด เช่น ระบบย่อย TAN มีประสิทธิภาพการกำจัดร้อยละ  $42.49 \pm 2.34$  และ  $39.21 \pm 2.15$  สำหรับประสิทธิภาพการกำจัดซิดโอดี ของแ่งทั้งหมด และของแ่งระเหยง่าย ตามลำดับ อาจเนื่องมาจากค่าภาระบรรทุกของแ่งระเหยง่ายที่มีเท่ากับ  $0.261 \pm 0.025$  กิโลกรัมของแ่งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวันที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน และเพิ่มขึ้นเป็น  $0.394 \pm 0.022$  กิโลกรัมของแ่งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวันระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน โดยทั่วไปค่าภาระบรรทุกของแ่งระเหยง่ายที่เหมาะสมสำหรับระบบย่อยแอมโมโรบิกควรมีค่าอยู่ในช่วง 2.40 – 6.41 กิโลกรัมของแ่งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน (Qasim, 1999) ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบจะเห็นว่ามีค่าดังกล่าวที่ต่ำกว่ามาก เนื่องมาจากตะกอนที่ได้มาทำการศึกษาเป็นตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบ oxidation ditch มีการรักษาอายุของตะกอนที่สูง และในบริเวณบางจุดมีปริมาณออกซิเจนในระบบที่ต่ำเพื่อบำบัดปริมาณสารอาหารในน้ำเสีย ทำให้สัดส่วนของแ่งระเหยง่ายทั้งหมดต่อปริมาณของแ่งทั้งหมดมีค่าที่ต่ำส่งผลโดยตรงกับประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ ซึ่งเมื่อมีการเพิ่มค่าภาระบรรทุก

ของแข็งระเหยง่ายจึงทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์มีค่าเพิ่มขึ้นอีกทั้งสภาวะของระบบย่อยแอนแอโรบิกที่มีสภาวะการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 วัน สามารถเกิดก๊าซชีวภาพได้สูง โดยมีค่าเฉลี่ยการเกิดก๊าซชีวภาพเท่ากับ  $0.156 \pm 0.0037$  ลิตรต่อวัน

### 5.1.3 ผลของอุณหภูมิต่อการย่อยแอนแอโรบิก

จากผลที่ได้แสดงให้เห็นว่า ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปชีโอดีของแข็งทั้งหมด และของแข็งระเหยง่าย มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นเมื่อทำการย่อยด้วยระบบย่อยแอนแอโรบิกที่มีการควบคุมอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีประสิทธิภาพสูงกว่า ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 วัน ถึงย่อย PTAN สามารถกำจัดชีโอดี ของแข็งทั้งหมด และของแข็งระเหยง่ายได้ร้อยละ  $59.55 \pm 3.11$  และ  $60.37 \pm 5.30$  และ  $62.14 \pm 3.52$  ตามลำดับแต่สำหรับถึงย่อย TAN สามารถกำจัดชีโอดีของแข็งทั้งหมด และของแข็งระเหยง่ายได้ร้อยละ  $54.57 \pm 3.03$  และ  $54.35 \pm 5.14$  และ  $56.07 \pm 3.75$  ตามลำดับจากค่าดังกล่าวจะเห็นว่าที่สภาวะอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ที่สูงกว่าอุณหภูมิบรรยากาศ และมีการกำจัดสารอินทรีย์เหมือนกันในทุกระยะเวลาเก็บกัก เนื่องจากแบคทีเรียเทอร์มอฟิลิกมีอัตราการเจริญเติบโตได้เร็วกว่าและสามารถผลิตเอนไซม์ออกมาย่อยสลายสารอินทรีย์ได้มากกว่าแบคทีเรียเมโซฟิลิกส่งผลให้แบคทีเรียเทอร์มอฟิลิกมีประสิทธิภาพในการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ได้ดีกว่าแบคทีเรียเมโซฟิลิกซึ่งสามารถอธิบายได้จากความสัมพันธ์ระหว่างค่าชีโอดีทั้งหมดและค่าชีโอดีละลายน้ำ เนื่องจากปริมาณชีโอดีทั้งหมดประกอบด้วยส่วนที่เป็นอนุภาคหรือของแข็งและส่วนที่เป็นสารละลาย โดยในขั้นตอนการย่อยสลายแบบแอนแอโรบิก จุลินทรีย์จะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่เป็นอนุภาคให้กลายเป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำได้สุทธิ จึงทำให้ปริมาณชีโอดีละลายน้ำในน้ำออกมีค่าเพิ่มขึ้น เป็นผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีทั้งหมดมีค่าต่ำกว่าและที่สภาวะอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกสามารถเกิดก๊าซชีวภาพได้สูงกว่าที่อุณหภูมิบรรยากาศ โดยมีค่าเฉลี่ยการเกิดก๊าซชีวภาพเท่ากับ  $0.156 \pm 0.0037$  ลิตรต่อวัน เมื่อเทียบกับที่สภาวะเดียวกันที่อุณหภูมิบรรยากาศมีค่าเฉลี่ยการเกิดก๊าซชีวภาพเพียง  $0.105 \pm 0.0258$  ลิตรต่อวัน ซึ่งสอดคล้องกับความสัมพันธ์ระหว่างค่าชีโอดีทั้งหมดและค่าชีโอดีละลายน้ำที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่าสูงกว่าที่อุณหภูมิบรรยากาศ ส่งผลให้อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพมีค่าสูงตามไปด้วย

### 5.1.4 ผลของระยะเวลาเก็บกักต่อการย่อยแอนแอโรบิก

ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปชีโอดี ของแข็งทั้งหมด และของแข็งระเหยง่าย มีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นเมื่อทำการย่อยด้วยระบบย่อยแอนแอโรบิกที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 และ 7 วัน เมื่อเทียบกับที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 21 วัน ซึ่งสำหรับถึงย่อย PTAN มีประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีเท่ากับร้อยละ 48.82 และ 59.55 และ 52.75 สำหรับที่ระยะเวลาเก็บกัก

กัก 21 14 และ 7 วัน ตามลำดับมีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดเท่ากับร้อยละ  $40.42 \pm 3.41$   $60.37 \pm 5.14$  และ  $57.95 \pm 4.82$  ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 14 และ 7 วัน ตามลำดับ และมีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายร้อยละ  $42.14 \pm 2.16$   $62.14 \pm 3.52$  และ  $50.73 \pm 6.95$  ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 14 และ 7 วัน ตามลำดับและมีแนวโน้มของค่าประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์เช่นเดียวกันในทุกถังปฏิบัติการ และมีปริมาณก๊าซชีวภาพมีปริมาณมากที่สุดในถังย่อย PTAN มีค่าเฉลี่ยการเกิดก๊าซชีวภาพเท่ากับ  $0.085 \pm 0.0033$   $0.156 \pm 0.0037$  และ  $0.273 \pm 0.0215$  ลิตรต่อวัน ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 21 14 และ 7 วัน ตามลำดับ จะเห็นว่าที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 และ 7 วัน มีปริมาณก๊าซชีวภาพสูงที่สุด เนื่องจากปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าถังย่อยมีมากถึง  $0.710 \pm 0.018$  กิโลกรัมของของแข็งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ส่งผลให้ปริมาณชีโอดีละลายน้ำมีในปริมาณที่มากทำให้จุลินทรีย์แบบแอนแอโรบิกย่อยสลายได้ง่าย จึงส่งผลให้ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นมีปริมาณสูงกว่าถังย่อยอื่นๆ สำหรับการเลือกระยะเวลาเก็บกักที่เหมาะสมจะพิจารณาจากประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของตะกอนโดยที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 วันเหมาะสมที่สุด เนื่องจากระยะเวลาเก็บกักเป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญอย่างหนึ่งซึ่งใช้ในการออกแบบ หากมีระยะเวลาเก็บกักที่สูงมากไป ขนาดของระบบบำบัดก็จะมีขนาดใหญ่ และมีค่าใช้จ่ายในการเดินระบบและค่าก่อสร้างที่มากยิ่งขึ้น

### 5.1.5 สัดส่วนสารอินทรีย์กับความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพ

สำหรับตะกอนที่ออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิก พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 21 วัน มีค่าสัดส่วนของค่าบีโอดีต่อชีโอดีต่ำกว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 และ 7 วัน ยกตัวอย่างเช่นที่ถังย่อยแอนแอโรบิกTAN มีสัดส่วนบีโอดีต่อชีโอดีเท่ากับ 0.186 0.263 และ 0.301 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 14 และ 7 วัน เนื่องจากที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน มีระยะเวลาในการกำจัดสารอินทรีย์ได้มากกว่า ส่งผลให้สัดส่วนดังกล่าวที่ค่าที่ต่ำกว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 และ 7 วัน และที่ระยะเก็บกักที่ลดลงปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าระบบย่อยแอนแอโรบิกจะมีค่าเพิ่มสูงขึ้น ทำให้เกิดการสะสมปริมาณสารอินทรีย์ในระบบที่สูงขึ้น สำหรับค่าดัชนีการหายใจในหน่วยของมิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อชั่วโมง ( $\text{mmol O}_2/\text{kg VS/h}$ )พบว่าตะกอนที่ป้อนเข้าและออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิกยังมีสถานะของตะกอนที่ไม่มีความคงตัว แต่อย่างไรก็ตามตะกอนที่ออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิกมีค่าดังกล่าวลดลงเมื่อเทียบกับค่าดัชนีการหายใจของตะกอนที่ป้อนเข้าระบบย่อยแอนแอโรบิก อาทิเช่น ถังย่อย PTAN ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน มีค่าดัชนีการหายใจของตะกอนที่ป้อนเข้าเท่ากับ 81.227 มิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อชั่วโมง หลังจากการบำบัดด้วยกระบวนการย่อยแอนแอโรบิกมีค่าดังกล่าวลดลงเท่ากับ 41.156 มิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อชั่วโมง ซึ่งสอดคล้องกับผลของบีโอดีต่อชีโอดี ที่ตะกอนที่ป้อนเข้ามี



ค่าบีโอดีต่อซีโอดีเท่ากับ 0.453 และเมื่อผ่านถังย่อยแวนแอโรบิกมีค่าดังกล่าวลดลงเหลือ 0.342 เป็นต้นเมื่อแบ่งสัดส่วนสารอินทรีย์ออกเป็นชั้นสเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย (Readily biodegradable organic substrate ( $S_s$ )) ชั้นสเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ช้า (Slowly biodegradable organic substrate ( $X_s$ )) สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (Inert soluble organic matter ( $S_p$ )) และอนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (Inert particle organic matter ( $X_p$ )) พบว่าตะกอนที่ออกจากระบบย่อยแวนแอโรบิกสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีมีผลรวมของสัดส่วน  $X_s + S_s$  ซึ่งมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อระยะเวลาเก็บกักเพิ่มสูงขึ้น เช่น ถังย่อย PTAN มีค่าดังกล่าวคิดเป็นร้อยละ 18.60 26.30 และ 30.10 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 14 และ 7 วัน ตามลำดับ ซึ่งแสดงให้เห็นว่าเมื่อระยะเวลาเก็บกักเพิ่มสูงขึ้น ปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ทางชีวภาพมีค่าเพิ่มสูงขึ้น เนื่องจากมีค่าการระบรทุกของแ่งระเหยที่เพิ่มสูงขึ้น สอดคล้องกับก๊าซชีวภาพที่เพิ่มสูงขึ้นเมื่อระยะเวลาเก็บกักมีค่าสูงขึ้น เพราะมีค่าการระบรทุกของแ่งระเหยที่เพิ่มสูงขึ้น

## 5.2 ข้อเสนอแนะ

การศึกษาการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินที่มีลักษณะเป็นสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้น้อย เนื่องจากมีค่าสัดส่วนบีโอดีเท่ากับ 0.22 และมีสัดส่วนปริมาณของแ่งระเหยง่ายทั้งหมดต่อปริมาณของแ่งทั้งหมดเพียง 0.54 จึงได้นำกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างมาช่วยปรับปรุงในขั้นตอนกระบวนการไฮโดรไลซิส พบว่าระบบย่อยแวนแอโรบิกที่มีสภาวะการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่าง ที่ควบคุมอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกและระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 วันเป็นสภาวะที่เหมาะสมสำหรับการบำบัดตะกอนประเภทดังกล่าว แต่อย่างไรก็ตามการใช้ระบบย่อยแวนแอโรบิกที่มีสภาวะการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างที่ควบคุมอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีข้อจำกัดด้านความต้องการพลังงานสูง ส่งผลให้ค่าใช้จ่ายในการบำบัดเพิ่มขึ้น อีกทั้งในขั้นตอนการบำบัดก่อนเวยภาวะด่างต้องมีการใช้สารเคมีในการปรับพีเอชอีกด้วย ดังนั้นระบบนี้จึงอาจจะเหมาะกับระบบบำบัดน้ำเสียที่มีปริมาณตะกอนน้อย เช่น ระบบบำบัดน้ำเสียขนาดกลาง หรือขนาดเล็ก แต่สามารถนำก๊าซชีวภาพที่ได้จากระบบย่อยแวนแอโรบิกมาเป็นแหล่งพลังงานหมุนเวียนสำหรับพลังงานในให้ความร้อนแก่ระบบย่อยได้ ซึ่งทำให้ค่าใช้จ่ายในการบำบัดลดลง

นอกจากนี้จากผลการศึกษาพบว่าน้ำตะกอนที่ออกจากระบบย่อยแวนแอโรบิกยังมีปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่าย ซึ่งสามารถนำกลับเข้าสู่ระบบย่อยแวนแอโรบิกเพื่อย่อยสลายกลายเป็นก๊าซชีวภาพ ดังนั้นจึงควรมีการศึกษาเพิ่มเติมโดยการนำน้ำตะกอนที่ออกจากระบบย่อยไปผ่านกระบวนการทำชันเพื่อแยกน้ำออกจากน้ำตะกอน แล้วนำกลับเข้าสู่ระบบย่อยแวนแอโรบิกอีกครั้งหนึ่ง หรือนำของเสียที่เป็นสารอินทรีย์ เช่น เศษอาหาร วัชพืช ของเสียทางการเกษตร เป็น

ต้น มาบ่าบ้ร่วมกับตะกอนส่วนเกินที่มีค่าสัดส่วนสารอินทรีย์ต่ำ ซึ่งอาจจะส่งผลให้ปริมาณก๊าซชีวภาพมีปริมาณเพิ่มมากขึ้น อีกทั้งยังจะช่วยให้ลดค่าใช้จ่ายในการเดินระบบจากการควบคุมอุณหภูมิของถังย่อยแอนแอโรบิกอีกด้วย



## รายการอ้างอิง

- เกรียงศักดิ์อุดมสินโรจน์. (2547). วิศวกรรมกรรมการจัดน้ำเสีย. เล่มที่ 4. พิมพ์ครั้งที่ 1. นนทบุรี: เอส. อาร์. พรินต์ติ้งเมสโปรดักส์.
- มันสินตันทุลเวศม์. (2542). เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม. เล่มที่ 2. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพฯ: จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- วีระวุฒิ ทองบริบูรณ์. (2550). การบำบัดตะกอนจากระบบตะกอนเร่งและตะกอนสเปนท์เกรนจากโรงงานผลิตเบียร์ โดยถึงหมักไร้อากาศและการใช้ตะกอนย่อยเพื่อเป็นวัสดุปรับปรุงดิน, วิทยานิพนธ์ปริญญาโท. มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์. กรุงเทพมหานคร.
- A.G. Vlyssides., P.K. Karlis. (2004). Thermal-alkaline solubilization of waste activated sludge as a pre-treatment stage for anaerobic digestion. **Bioresource Technology** 91: 201-206.
- Appels, L., Baeyens, J., Degreve, J. and Dewil, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Progress in Energy and Combustion Science** 34: 755-781.
- Alexandre V., Helene C., Jean P. D. (2004). Thermal, chemical and thermo-chemical pre-treatment of waste activated sludge for anaerobic digestion. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology** 79: 1197-1203.
- APHA, AWWA, and WEF. (2005). **Standard methods for the examination of the water and wastewater**. Washington D.C.: American Public Health Association.
- Bernard, S. and Gray, N.F. (2000). Aerobic digestion of pharmaceutical and domestic wastewater sludges at ambient temperature. **Water Research** 34(3): 725-734.
- Bolzonella, D., Pavan, P., Battistoni, P., and Cecchi, F. (2005). Mesophilic anaerobic digestion of waste activated sludge: influence of the solid retention time in the wastewater treatment process. **Process Biochemistry** 40: 1453-1460.
- Bougrier, C., Albasi, C., Delgenes, J.P., and Carrere, H. (2006). Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability. **Chemical Engineering and Processing** 45: 711-718.

- Bougrier, C., Delgenes, J.P., and Carrère, H. (2008). Effects of thermal treatments on five different waste activated sludge samples solubilisation, physical properties and anaerobic digestion. **Chemical Engineering Journal** 139: 236–244.
- Boursier, H., Beline, F., and Paul, E. (2005) Piggery wastewater characterization for biological nitrogen removal process design, **Bioresource Technology**.96: 351-358.
- Carrere, H., Dumas, C., Battimelli, A., Batstone, D.J., Delgenes, J.P., Steyer, J.P., and Ferrer, I. (2010). Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: A review. **Journal of Hazardous Materials** 183: 1–15.
- Chang, C.-N., Ma, Y.-S. and Lo, C.-W. (2002). Application of oxidation-reduction potential as a controlling parameter in waste activated sludge hydrolysis. **Chemical Engineering Journal** 90: 273-281.
- Chang, T.-C., You, S.-J., Damodar, R.A., and Chen, Y.-Y. (2011). Ultrasound pre-treatment step for performance enhancement in an aerobic sludge digestion process, **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers** 42: 801–808.
- Chen, Y., Cheng, J.J. and Creamer, K.S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: A review. **Bioresource Technology** 99: 4044–4064.
- Cheong, D.-Y., and Hansen, C.L. (2008). Effect of feeding strategy on the stability of anaerobic sequencing batch reactor responses to organic loading condition. **Bioresource Technology** 99: 5058-5068.
- Cheunbarn, T. and Pagilla, K.R. (2000). Aerobic thermophilic and anaerobic mesophilic treatment of sludge. **Journal of environmental engineering** 126 (9): 790-795.
- Christian Kohler. (2008). COD fraction dynamics: Respirometric analysis & modelling sewer processes. Ph.D. thesis. Technical University of Dresden. Germany.
- Chu, Y. -C., Chang C.-N., Lin, J.-G. and Huang, S.-J. (1997). Alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before anaerobic digestion. **Water science and technology** 36: 155-162
- Cooney, C.L., and Wise, D.L. (1975). Thermophilic Anaerobic Digestion of Solid Waste for Fuel Gas Production. **Biotechnology and Bioengineering** 17(8): 1119–1135.

- Derbal, K., Bencheikh-lehocine, M., Cecchi, F., Meniai, A.-H., and Pavan, P. (2009). Application of the IWA ADM1 model to simulate anaerobic co-digestion of organic waste with waste activated sludge in mesophilic condition. **Bioresource Technology** 100: 1539 – 1543.
- Dumas, C., Perez, S., Paul, E. and Lefebvre, X. (2010). Combined thermophilic aerobic process and conventional anaerobic digestion: Effect on sludge biodegradation and methane production. **Bioresource Technology** 101: 2629–2636.
- Durruty, I., Zaritzky, N.E., and Gonzalez, J.F. (2012). Kinetic studies on the anaerobic degradation of soluble and particulate matter in potato wastewater. **Biosystems Engineering** 111: 195-205.
- Ekama, G.A., Sotemann, S.W., and Wentzel, M.C. (2007). Biodegradability of activated sludge organics under anaerobic conditions. **Water Research** 41: 244-252.
- Erwin, B., Katharina, B., Peter, L. (2012). Large scale study on measurement of respiration activity (AT4) by Sapromat and OxiTop. **Waste Management** 32: 1752–1759.
- Fakhru'l-Razi, A., and Molla, A.H. (2007). Enhancement of bioseparation and dewaterability of domestic wastewater sludge by fungal treated dewatered sludge. **Journal of Hazardous Materials**.
- Gatti, M.N., Garcia-Usach, F., Seco, A., and Ferrer, J. (2010). Wastewater COD characterization: analysis of respirometric and physical-chemical methods for determining biodegradable organic matter fractions, **Journal Chem Technol Biotechnol** 85: 536-544.
- Gavala, H.N., Angelidaki, I., and Ahring, B.K. (2003). Kinetics and Modeling of Anaerobic Digestion Process. **Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology** 81: 57-93.
- Gavalakis, E., Mamais, D., Marinos, C., and Andreadakis, A. (2006). An experimental and mathematical simulation of biological processes in a sewerage system. **Global NEST Journal** 8(1): 75-81.
- Girault, R., Bridoux, G., Nauleau, F., Poullain, C., Buffet, J., Peu, P., Sadowski, A.G., B<sup>y</sup>line, F. (2012). Anaerobic co-digestion of waste activated sludge and greasy sludge from flotation process: Batch versus CSTR experiments to investigate optimal design. **Bioresource Technology** 105: 1–8.
- Grady, C.P.L., Daigger, G.T., and Lim, H.C. (1999). Biological wastewater treatment. Second edition, Marcel Dekker. New York.

- Hasegawa, S., Shiota, N., Katsura, K. and Akashi, A. (2000). Solubilization of organic sludge by thermophilic aerobic bacteria as a pretreatment for anaerobic digestion. **Water science and technology**. 41 (3): 163-169.
- Henzs, M., Harremoes, P., la Cour Jansen, J., and Arvin, E. (2002). Wastewater Treatment Biological and Chemical Process. New York.
- Huan, L., Chenchun, L., Wenjie, L., Shuxin Z. (2012). Optimized alkaline pretreatment of sludge before anaerobic digestion. **Bioresource Technology** 123: 189–194.
- Hui Y., Yun H., Yang Z. (2013). Effect of combined pretreatment of waste activated sludge for anaerobic digestion process **Procedia Environmental Sciences** 18: 716 – 721.
- I, Giovanni B. De Franchi. (2005). Effect of Acid and Base Pretreatment on the Anaerobic Digestion of Excess Municipal Sludge. Master of Science, UNIVERSITY OF CINCINNATI.
- Inoue, S., Sawayama, S., Ogi, T., and Yokoyama, S-Y. (1996). Organic Composition of Liquidized sewage sludge. **Biomass and Bioenergy** 10(1): 37-40.
- Joo-Hyun, J., Johng-Hwa, A. (2013). Effect of microwave pretreatment in presence of NaOH on mesophilic anaerobic digestion of thickened waste activated sludge. **Bioresource Technology** 131: 437–442.
- Karahan, O., Dogruel, S., Dulekgurgen, E., and Orhon, D. (2007). COD fractionation of tannery wastewaters - Particle size distribution, biodegradability and modeling, **Water Research** 42: 1083–1092.
- Khalili, N.R., Chaib, E., Parulekar, S.J., and Nykiel, D. (2000). Performance enhancement of batch aerobic digesters via addition of digested sludge. **Journal of Hazardous Materials** 76: 91-102.
- Kim, D-H., Jeong, E., Oh, S-E., and Shin, H-S. (2010). Combined (alkaline and ultrasonic) pretreatment effect on sewage sludge disintegration. **Water Research** 44: 3093-3100.
- Kim, J., Park, C., Kim, T.-H., Lee, M., Kim, S., Kim, S.-W. and Lee, J. (2003). Effects of Various Pretreatments for Enhanced Anaerobic Digestion with Waste Activated Sludge. **Journal of Bioscience and Bioengineering** 95: 271-275.
- Kumar, N., Novak, J.T., and Murthy, S. (2006). Effect of secondary aerobic digestion on properties of anaerobic digested biosolids. **Water Environment Foundation** 6806-6829.

- Lagarde, F., Tusseau-Vuillemin, M-H., Lessard, P., Heduit, A., Dutrop, F., and Mouchel, J-M.(2005). Variability estimation of urban wastewater biodegradable fractions by respirometry, **Water Research** 39: 4768–4778.
- Lei, Z., and Deokjin, J. 2010.Enhanced anaerobic digestion of piggery wastewater by ammonia stripping: Effects of alkali types.**Journal of Hazardous Materials** 182: 536–543.
- Liming S., Xiaoyi W., Huacheng X., Pinjing H. (2012).Enhanced anaerobic digestion and sludge dewaterability by alkaline pretreatment and its mechanism.**Journal of Environmental Sciences** 24(10): 1731–1738.
- Lin, J.-G., Chang, C.-N.and Chang, S.-C. (1997). Enhancement of anaerobic digestion of waste activated sludge by alkaline solubilization. **Bioresource Technology** 62: 85-90.
- Liu, S., Zhu, N.,and Li, L.Y. (2011).The one-stage autothermalthermophilicaerobicdigestionforsewagesludgetreatment.**Chemical Engineering Journal**174: 564–570.
- Liu, S., Zhu, N., Li, L.Y., and Yuan, H. (2011). Isolation, identification and utilization of thermophilic strains in aerobic digestion of sewage sludge. **Water Research** 45: 5959-5968.
- Metcalf and Eddy, Inc. (2004).**Wastewater Engineering Treatment and Reuse**.International Edition, ISBN 007-124140-X, McGraw-Hill, Singapore.
- Nges, I.A., and Liu, J. (2009).Effects of anaerobic pre-treatment on the degradation of dewatered-sewage sludge.**Renewable Energy** 34: 1795–1800.
- Orhon, D., Ates, E., Sozen, S., and Cokgor, E.U. (1997). Characterization and COD fractionation of domestic wastewaters. **Environmental Pollution** 95(2): 191-204.
- Pasztor, I., Thury, P., and Pulai, J. (2009).Chemical oxygen demand fractions of municipal wastewater for modeling of wastewater treatment.**International Journal of Environmental Science and Technology** 6(1): 51-56.
- PatcharinRacho. (2009). Investigation of downflow hanging sponge (DHS) system using bacterial and fungal cultures as a post treatment for the UASB effluent of a tapioca starch wastewater, Ph.D. thesis. Suranaree University of Technology.Nakhonratchasima, Thailand.

- Pilli, S., Bhunia, P., Yan, S., Blanc, R.J., Tyagi, R.D., and Surampalli, R.Y.(2011). Ultrasonic pretreatment of sludge: A review. **Ultrasonics Sonochemistry** 18: 1–18.
- Ponsa, S., Ferrer, I., Vazquez, F., and Font, X. (2008). Optimization of the hydrolytic – acidogenic anaerobic digestion stage (55 °C) of sewage sludge: Influence of pH and solid content. **Water research** 42: 3972 – 3980.
- Qasim, S.R. (1999). **Wastewater treatment plants**. Second edition, CRC Press, New York.
- Rio, A., Morales, N., Isanta, E., Mosquera-Corral, A., Campos, J.L., Steyer, J.P., and Carrere, H. (2011). Thermal pre-treatment of aerobic granular sludge: Impact on anaerobic biodegradability. **Water Research** 45: 6011-6020.
- Sergio, P., Teresa, G.Llorenc, A. Javier, C., Antoni, S. (2008). Comparison of aerobic and anaerobic stability indices through a MSW biological treatment process. **Waste Management** 28: 2735–2742.
- Song, Y-C., Kwon, S.-J. and Woo, J. -H. (2004). Mesophilic and thermophilic temperature co-phase anaerobic digestion compared with single-stage mesophilic- and thermophilic digestion of sewage sludge. **Bioresource Technology** 100: 1653-1662.
- Tomei, M.C., Rita, S., and Mininni, G. (2011a). Performance of sequential anaerobic/aerobic digestion applied to municipal sewage sludge. **Journal of Environmental Management** 92: 1867-1873.
- Tomei, M.C., Rita, S., and Mininni, G. (2011b). Sequential anaerobic/aerobic digestion of waste activated sludge: analysis of the process performance and kinetic study. **New Biotechnology** 29(1): 17-22.
- Ugwuanyi, J.O., Hervey, L.M., and McNeil, B. (2005). Effect of digestion temperature and pH on treatment efficiency and evolution of volatile fatty acids during thermophilic aerobic digestion of model high strength agricultural waste. **Bioresource Technology** 96: 707-719.
- Uma, R., Adish, K., Kaliappan, S., Ick, T. Y., Rajesh, B. (1012). Low temperature thermo-chemical pretreatment of dairy waste activated sludge for anaerobic digestion process. **Bioresource Technology** 103: 415–424.



- Uma, R., Kaliappan, S., Adish, S. K., Rajesh, J. B. (2012). Combined treatment of alkaline and disperser for improving solubilization and anaerobic biodegradability of dairy waste activated sludge. **Bioresource Technology** 126: 107–116.
- Vollertsen, J., and Hvitved-Jacobsen, T. (2002). Biodegradability of wastewater – a method for COD-fractionation. **Water Science and Technology** 45(3): 25–34.
- Wang, X., Qiu, Z., Lu, S., and Ying, W. (2010). Characteristics of organic, nitrogen and phosphorus species released from ultrasonic treatment of waste activated sludge. **Journal of Hazardous Materials** 176: 35–40.
- Wentzel, MC., Mbewe, A., Lakay, MT., and Ekama, GA. (1999). Batch test for characterization of the carbonaceous materials in municipal wastewaters, **Water SA** 25(3): 327-336.
- Xu, G., Chen, S., Shi, J., Wang, S., and Zhu, G. (2010). Combination treatment of ultrasound and ozone for improving solubilization and anaerobic biodegradability of waste activated sludge. **Journal of Hazardous Materials** 180: 340–346.
- Yinying, J., Huan, L., Bux, M. P., Zhiyu, W. and Youngfeng, N. (2009). Combined alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before aerobic digestion. **Journal of Environmental Science** 21: 279-284.
- Yuanyuan, Y., Hanlong, C., Wenying, X., Qunbiao, H., Qi, Z. (2013). Enhancement of biochemical methane potential from excess sludge with low organic content by mild thermal pretreatment. **Biochemical Engineering Journal** 70: 127–134.
- Zheng, M., Li, X., Li, L., Yang, X. and He, Y. (2009). Enhancing anaerobic biogasification of corn stover through wet state NaOH pretreatment. **Bioresource Technology** 100: 5140-5145.
- Zhiyi, D., Chaohai, W., and Xiufeng, Z. (2008). Start-up and Performance of a Novel Reactor--Jet Biogas Inter-loop Anaerobic Fluidized Bed. **Chinese Journal of Chemical Engineering** 16(1) : 143-150.
- Zupancic, G.D., Uranjek-Zevartb, N., and Ros, M. (2008a). Full-scale anaerobic co-digestion of organic waste and municipal sludge. **Biomass and Bioenergy** 32: 162-167.

Zupancic, G.D., and Ros, M. (2008b). Aerobic and two-stage anaerobic-aerobic sludge digestion with pure oxygen and air aeration. **Bioresource Technology** 99: 100-109.



ภาคผนวก ก

ข้อมูลการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง



ตารางที่ก.1ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในตะกอนที่พีเอชเท่ากับ 8

พารามิเตอร์	ระยะเวลาสัมผัส (ชั่วโมง)				
	3	6	12	24	48
TCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	3,328	3,503	3,328	2,977	3,328
SCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	66.64	66.64	70.04	73.304	73.304
%SCOD/TCOD	1.902	1.902	1.999	2.092	2.092
TS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	5,590	6,100	5,990	5,460	4,920
TVS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	2,660	2,870	3,010	2,950	2,690
TDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,620	1,760	1,880	2,000	2,060
VDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,040	300	380	1,620	1,060
SS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	3,970	4,340	4,110	3,460	2,860
VSS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,620	2,570	2,630	1,330	1,630

ตารางที่ก.2ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในตะกอนที่พีเอชเท่ากับ 9

พารามิเตอร์	ระยะเวลาสัมผัส (ชั่วโมง)				
	3	6	12	24	48
TCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	3,503	3,328	3,328	3,152	3,503
SCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	73.30	73.30	79.97	86.63	87.20
%SCOD/TCOD	2.092	2.092	2.282	2.473	2.489
TS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	5,410	6,490	5,730	5,620	5,610
TVS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	2,410	2,940	2,760	2,940	2,640
TDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,500	1,680	1,880	2,120	2,060
VDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	3,910	4,810	3,850	3,500	3,550
SS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	930	2,280	1,380	1,060	1,800

ตารางที่ก.3ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในตะกอนที่พีเอชเท่ากับ 10

พารามิเตอร์	ระยะเวลาสัมผัส (ชั่วโมง)				
	3	6	12	24	48
TCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	3,328	3,152	3,503	3,152	3,328
SCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	80.96	86.63	90.65	93.29	93.30
%SCOD/TCOD	2.311	2.472	2,587	2.663	2.663
TS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	5,320	6,260	6,450	5,380	5,530
TVS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	2,210	2,840	3,070	2,850	2,240
TDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,320	1,440	1,560	1,700	2,020
VDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	4,000	4,820	4,890	3,680	3,510
SS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,630	2,200	2,970	1,530	1,840

ตารางที่ก.4ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในตะกอนที่พีเอชเท่ากับ 11

พารามิเตอร์	ระยะเวลาสัมผัส (ชั่วโมง)				
	3	6	12	24	48
TCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	3,328	3,328	3,328	2,977	2,802
SCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	93.29	99.96	113.28	126.61	139.94
%SCOD/TCOD	2.663	2.853	3.233	3.614	3.994
TS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	5,740	6,180	6,900	6,420	5,740
TVS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	2,660	3,090	3,120	3,060	2,480
TDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,280	1,740	1,860	1,980	2,120
VDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	4,460	4,440	5,040	4,440	3,620
SS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,720	2,590	2,540	1,680	1,760

ตารางที่ก.5ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในตะกอนที่พีเอชเท่ากับ 12

พารามิเตอร์	ระยะเวลาสัมผัส (ชั่วโมง)				
	3	6	12	24	48
TCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	3,328	3,152	2,977	2,802	3,328
SCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	533.12	546.44	573.10	639.74	639.74
%SCOD/TCOD	15.218	15.598	16.359	18.261	18.261
TS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	7,690	6,480	7,530	6,780	6,750
TVS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	3,110	2,830	3,040	3,270	2,620
TDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	2,950	3,080	3,280	3,522	3,800
VDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	4,740	3,400	4,250	3,258	2,950
SS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	990	1,850	1,880	710	1,020

ตารางที่ก.6ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในตะกอนที่พีเอชเท่ากับ 13

พารามิเตอร์	ระยะเวลาสัมผัส (ชั่วโมง)				
	3	6	12	24	48
TCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	3,152	2,977	3,328	3,503	3,328
SCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,066	1,099	1,132	1,166	1,166
%SCOD/TCOD	30.436	31.387	32.338	33.289	33.289
TS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	61,930	78,180	74,270	73,830	78,490
TVS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	4,520	5,590	8,300	8,690	7,760
TDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	55,880	57,020	59,860	65,680	66,700
VDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	6,050	21,160	14,410	8,150	11,790
SS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	20	2,790	5,920	5,370	620

ตารางที่ก.7ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในตะกอนที่พีเอชเท่ากับ 14

พารามิเตอร์	ระยะเวลาสัมผัส (ชั่วโมง)				
	3	6	12	24	48
TCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	3,152	3,152	3,328	3,152	3,328
SCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,132	1,152	1,166	1,299	1,332
%SCOD/TCOD	32.338	32.907	33.289	37.094	38.045
TS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	103,760	114,510	106,300	104,050	127,290
TVS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	9,130	13,250	13,960	19,340	12,020
TDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	91,520	97,980	98,360	98,600	109,320
VDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	12,240	16,530	7,940	5,450	17,970
SS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	650	5,570	9,840	16,440	550



ภาคผนวก ข

ข้อมูลประสิทธิภาพการกำจัดการอินทรีย์





ตารางที่ข.1 ความเข้มข้นของซีโอดีในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน

วันที่	ซีโอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ(ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
0	5,699	5,728	5,807	6,045	5,751	5,590				
6	6,479	5,706	4,796	5,693	5,538	6,082	15.95	12.13	2.95	6.13
12	6,980	5,800	4,842	5,979	5,596	6,397	16.52	14.35	3.52	8.35
18	6,764	5,702	4,294	5,355	5,035	5,761	24.69	20.82	11.69	14.82
24	6,061	5,858	3,870	4,455	4,632	4,818	33.93	26.50	20.93	20.50
30	6,254	6,502	4,186	4,565	5,031	4,940	35.62	27.01	22.62	21.01
36	6,109	6,417	4,144	4,482	4,979	4,849	35.42	26.63	22.42	20.63
42	5,897	6,992	4,176	4,111	5,085	4,465	40.27	30.28	27.27	24.28
48	5,586	5,724	3,555	3,934	4,299	4,269	37.90	29.57	24.90	23.57
54	5,753	6,551	3,710	3,779	4,562	4,124	43.37	34.31	30.37	28.31
60	5,572	5,599	2,944	3,376	3,671	3,710	47.43	39.41	34.43	33.41
66	6,503	6,654	3,952	3,907	4,324	4,429	40.61	39.92	35.02	31.89
72	5,880	5,778	3,532	3,652	3,782	4,062	38.87	37.89	34.54	30.92
78	6,348	6,123	3,255	3,718	3,896	4,220	46.84	41.42	36.37	33.52

ตารางที่ข.1 ความเข้มข้นของซีโอดีในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน (ต่อ)

วันที่	ซีโอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ(ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
84	6,896	6,683	3,375	3,945	4,243	4,444	49.50	42.79	36.50	35.55
90	6,799	6,032	3,325	3,975	3,840	4,383	44.88	41.53	36.34	35.53
96	6,983	6,116	3,124	3,845	3,892	4,599	48.92	44.94	36.36	34.14
102	6,761	5,894	3,025	3,954	3,425	4,359	48.68	41.52	41.89	35.52
108	6,847	6,136	3,157	3,547	3,954	4,464	48.56	48.20	35.56	34.81
114	6,884	5,927	3,054	3,520	3,755	4,487	48.47	48.87	36.65	34.82
120	5,871	5,818	3,200	3,496	3,645	3,849	45.00	40.45	37.35	34.45
126	6,051	6,039	3,125	3,577	3,794	3,862	48.25	40.89	37.17	36.17
132	5,552	5,650	2,819	3,215	3,553	3,550	50.12	42.10	37.12	36.06
138	5,870	6,440	3,206	3,396	4,125	3,748	50.22	42.15	35.95	36.15
144	5,774	6,216	3,056	3,301	3,864	3,648	50.84	42.83	37.84	36.83
150	5,745	6,483	3,187	3,285	4,029	3,629	50.85	42.83	37.85	36.83
156	5,886	6,077	2,988	3,365	3,545	3,718	50.84	42.83	41.67	36.83
162	6,678	5,798	2,851	3,816	3,520	4,217	50.83	42.85	39.29	36.85

ตารางที่ข.2ความเข้มข้นของซีโอดีในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน

วันที่	ซีโอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ(ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
168	6,241	6,644	3,241	3,396	4,038	3,952	51.22	45.59	39.22	36.68
174	6,127	5,707	2,876	3,346	3,561	3,945	49.61	45.39	37.61	35.61
180	5,734	6,824	2,911	2,773	3,730	3,633	57.34	51.64	45.34	36.64
186	6,477	6,816	2,908	3,100	3,726	4,071	57.33	52.14	45.33	37.14
192	5,889	6,243	2,685	2,841	3,434	3,652	57.00	51.75	45.00	37.99
198	5,591	6,228	2,679	2,710	3,426	3,255	56.99	51.53	44.99	41.78
204	6,788	5,541	2,261	3,087	2,926	4,105	59.20	54.53	47.20	39.53
210	6,514	5,581	2,277	2,966	2,946	3,943	59.21	54.46	47.21	39.46
216	5,925	6,700	2,713	2,707	3,517	3,596	59.51	54.31	47.51	39.31
222	6,030	5,853	2,183	2,553	3,015	3,458	62.71	57.66	48.49	42.66
228	6,627	6,850	2,572	2,816	3,394	3,810	62.46	57.51	50.46	42.51
234	6,564	6,091	2,275	2,788	3,205	3,773	62.64	57.52	47.38	42.52
240	6,896	6,612	2,579	3,034	3,372	4,069	61.00	56.00	49.00	41.00

ตารางที่ข.2 ความเข้มข้นของซีโอดีในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน(ต่อ)

วันที่	ซีโอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ(ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
246	6,594	6,437	2,520	2,911	3,293	3,900	60.84	55.85	48.84	40.85
252	6,113	6,247	2,416	2,670	3,166	3,587	61.32	56.33	49.32	41.33
258	6,880	6,649	2,573	3,007	3,371	4,039	61.30	56.29	49.30	41.29
264	5,926	6,591	2,580	2,617	3,371	3,506	60.85	55.83	48.85	40.83
270	6,979	5,998	2,349	3,081	3,245	4,128	60.83	55.86	45.90	40.86



ตารางที่ข.3ความเข้มข้นของซีโอดีในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วัน

วันที่	ซีโอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ(ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
276	6,868	6,846	3,731	3,947	4,210	4,223	45.51	42.54	38.51	38.51
282	6,002	5,888	3,300	3,531	3,712	4,311	43.96	41.17	36.96	28.17
288	5,531	6,687	3,259	2,905	3,727	3,624	51.26	47.48	44.26	34.48
294	6,060	6,709	3,269	3,159	3,845	3,947	51.27	47.87	42.69	34.87
300	6,375	6,997	3,399	3,310	3,741	4,139	51.43	48.08	46.53	35.08
306	6,636	5,815	2,867	3,435	3,274	4,025	50.70	48.23	43.70	39.35
312	6,061	6,920	3,214	3,009	3,698	3,797	53.55	50.35	46.55	37.35
318	6,138	6,606	3,073	3,046	3,535	3,844	53.49	50.37	46.49	37.37
324	6,889	6,577	3,060	3,407	3,520	4,302	53.48	50.55	46.48	37.55
330	6,834	6,911	3,010	3,180	3,494	4,069	56.45	53.46	49.45	40.46
336	6,255	6,972	3,037	2,902	3,525	3,716	56.43	53.60	49.43	40.60
342	6,902	6,175	2,679	3,213	3,244	4,110	56.62	53.45	47.47	40.45
348	6,609	5,851	2,633	3,172	3,253	4,031	55.00	52.00	44.40	39.00

ตารางที่ 3.3 ความเข้มข้นของชีโอดีในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วัน (ต่อ)

วันที่	ชีโอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ(ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
354	5,646	6,760	3,052	2,720	3,525	3,454	54.85	51.82	47.85	38.82
360	5,578	5,752	2,568	2,657	3,025	3,383	55.35	52.36	47.41	39.36
366	6,882	6,318	2,823	3,283	3,265	4,215	55.32	52.29	48.32	38.75
372	5,960	6,024	2,721	2,871	3,142	3,646	54.83	51.83	47.83	38.83



ตารางที่ 4 ความเข้มข้นของของแข็งทั้งหมดในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน

วันที่	ของแข็งทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ(ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
0	9,229	8,637	8,455	8,540	9,021	8,625				
6	9,935	10,904	8,178	8,723	7,451	7,948	25.00	12.20	31.66	20.00
12	9,313	10,735	8,051	8,588	6,985	7,450	25.00	7.78	34.93	20.00
18	10,936	9,577	7,183	7,662	8,202	8,749	25.00	29.94	14.36	20.00
24	11,460	8,688	6,516	6,950	8,595	9,168	25.00	39.35	1.07	20.00
30	9,036	9,078	6,809	7,262	6,777	7,229	25.00	19.63	25.35	20.00
36	9,569	8,593	6,445	6,874	7,177	7,655	25.00	28.16	16.48	20.00
42	9,400	10,079	7,559	8,063	7,050	7,520	25.00	14.22	30.05	20.00
48	10,276	11,282	8,462	9,026	7,707	8,221	25.00	12.17	31.69	20.00
54	11,084	9,058	6,794	7,246	8,313	8,867	25.00	34.62	8.22	20.00
60	9,445	9,266	6,950	7,413	7,084	7,556	25.00	21.52	23.55	20.00
66	10,020	10,624	7,145	6,370	6,802	6,792	32.75	36.42	35.98	32.21
72	11,303	10,492	6,369	7,360	6,718	7,644	39.30	34.88	35.97	32.37
78	9,444	10,533	6,292	6,016	6,744	6,370	40.26	36.30	35.97	32.55

ตารางที่ 4.4 ความเข้มข้นของของแข็งทั้งหมดในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน (ต่อ)

วันที่	ของแข็งทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ(ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
84	10,799	8,913	5,455	6,550	5,722	7,269	38.79	39.35	35.80	32.68
90	11,458	9,501	5,695	7,056	6,093	7,607	40.05	38.42	35.87	33.61
96	9,019	10,375	6,011	5,554	6,645	6,988	42.06	38.42	35.96	22.52
102	11,196	8,883	5,198	6,594	5,603	7,233	41.48	41.10	36.92	35.40
108	9,062	11,052	6,302	5,680	6,912	6,416	42.97	37.32	37.46	29.20
114	9,620	8,872	5,032	5,624	5,796	6,787	43.29	41.54	34.67	29.45
120	11,058	11,497	6,691	6,110	7,052	7,241	41.80	44.75	38.66	34.51
126	10,399	10,117	5,852	6,304	6,382	6,604	42.16	39.38	36.92	36.49
132	9,071	11,185	6,479	5,596	7,155	6,922	42.07	38.31	36.03	23.69
138	11,373	8,571	4,967	7,093	5,457	7,851	42.04	37.63	36.34	30.97
144	11,460	9,486	5,497	7,057	5,894	7,908	42.05	38.42	37.87	30.99
150	8,835	11,062	6,300	5,401	6,078	5,966	43.05	38.87	45.06	32.48
156	11,218	10,900	6,505	6,938	6,896	7,458	40.33	38.15	36.74	33.52
162	10,554	8,565	4,954	6,449	5,903	7,057	42.16	38.89	31.08	33.14



ตารางที่ 5.5 ความเข้มข้นของของแข็งทั้งหมดในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน

วันที่	ของแข็งทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ(ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
168	9,181	8,694	4,919	5,037	5,673	6,182	43.43	45.14	34.75	32.66
174	10,269	11,391	4,355	5,891	6,168	6,237	61.77	42.63	45.85	39.26
180	10,366	10,095	4,705	4,632	5,346	6,287	53.39	55.32	47.05	39.35
186	11,480	9,069	3,949	5,397	5,253	6,655	56.46	52.98	42.08	42.03
192	9,018	8,680	3,514	4,769	4,466	5,099	59.52	47.12	48.54	43.46
198	10,488	10,735	3,797	4,583	5,453	5,449	64.63	56.30	49.21	48.05
204	9,333	10,308	3,789	4,650	5,248	4,860	63.24	50.17	49.09	47.93
210	9,532	11,237	4,011	4,083	5,594	4,911	64.30	57.16	50.22	48.48
216	10,536	9,212	3,708	4,303	4,622	5,423	59.74	59.16	49.83	48.53
222	9,976	10,076	3,478	4,579	4,936	5,098	65.48	54.10	51.01	48.90
228	10,718	9,710	3,551	4,989	4,761	5,266	63.43	53.45	50.97	50.87
234	11,373	10,145	3,502	4,703	4,970	5,600	65.48	58.65	51.01	50.76
240	9,191	10,015	4,477	3,791	4,907	4,487	55.29	58.75	51.00	51.18

ตารางที่ 5.5 ความเข้มข้นของของแข็งทั้งหมดในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน (ต่อ)

วันที่	ของแข็งทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ(ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
246	8,821	8,686	3,926	3,636	4,089	4,549	54.80	58.78	52.92	48.43
252	9,090	10,210	3,695	3,749	4,721	4,886	63.81	58.76	53.76	46.25
258	9,505	8,723	3,179	3,972	4,137	4,898	63.56	58.21	52.57	48.47
264	9,888	11,410	4,212	4,255	5,427	5,453	63.09	56.97	52.44	44.85
270	11,090	10,650	3,748	4,625	5,192	5,696	64.81	58.30	51.25	48.64



ตารางที่ 6.6 ความเข้มข้นของของแข็งทั้งหมดในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วัน

วันที่	ของแข็งทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ(ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
276	11,442	10,377	5,407	5,418	6,419	6,180	47.89	52.65	38.15	45.99
282	10,015	10,293	6,070	5,658	5,940	5,909	41.03	43.50	42.29	41.00
288	9,636	9,487	5,212	5,546	5,502	5,678	45.06	42.44	42.00	41.08
294	9,887	9,779	5,342	5,717	6,172	5,531	45.37	42.18	36.89	44.06
300	10,637	10,806	5,798	6,237	6,767	5,989	46.35	41.37	37.37	43.70
306	9,119	8,996	4,494	5,157	5,718	5,763	50.04	43.45	36.44	36.81
312	9,294	9,871	4,283	5,210	5,925	5,969	56.61	43.95	39.97	35.77
318	8,945	9,602	4,563	5,214	5,769	5,656	52.48	41.71	39.92	36.76
324	11,035	9,746	4,227	6,285	5,853	6,681	56.63	43.05	39.95	39.45
330	9,694	10,395	4,715	5,234	6,129	5,963	54.64	46.01	41.04	38.48
336	10,636	11,479	5,197	5,966	6,758	6,438	54.73	43.91	41.13	39.47
342	9,767	8,843	3,976	5,980	5,229	5,968	55.03	38.78	40.87	38.90
348	11,401	9,196	4,133	6,395	5,384	6,965	55.06	43.91	41.46	38.91

ตารางที่ ๖.6 ความเข้มข้นของของแข็งทั้งหมดในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วัน (ต่อ)

วันที่	ของแข็งทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ(ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
354	9,524	11,108	4,942	5,243	6,493	5,820	55.51	44.94	41.55	38.90
360	9,507	10,440	4,645	5,329	6,075	5,909	55.50	43.95	41.81	37.84
366	11,293	8,809	4,216	6,229	5,129	6,884	52.14	44.84	41.77	39.04
372	8,562	11,224	4,988	4,800	6,460	5,618	55.56	43.94	42.45	34.39



ตารางที่ 7.7 ความเข้มข้นของของแข็งระเหยง่ายในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน

วันที่	ของแข็งระเหยง่าย (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ(ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
66	5,511	5,312	4,659	4,232	4,525	4,519	35.52	37.89	37.36	33.68
72	6,217	5,246	4,231	4,905	4,468	5,098	40.70	36.18	37.37	33.67
78	5,194	5,267	4,179	3,991	4,486	4,232	41.66	37.86	37.37	34.11
84	5,939	4,457	3,610	4,354	3,691	4,843	40.44	40.71	39.10	34.05
90	6,302	4,751	3,823	4,748	4,093	5,123	40.83	39.06	36.64	34.25
96	4,960	5,188	4,037	3,727	4,468	4,702	42.77	39.24	36.66	23.34
102	6,158	4,442	3,435	4,384	3,710	4,818	43.14	42.41	38.58	36.71
108	4,984	5,526	4,186	3,763	4,600	4,263	44.30	38.94	38.79	30.82
114	5,291	4,436	3,321	3,724	3,842	4,515	44.94	43.07	36.32	30.98
120	6,082	5,749	4,500	4,104	4,746	4,874	42.44	45.42	39.30	35.18
126	5,719	5,059	3,929	4,237	4,290	4,441	42.89	40.09	37.65	37.20
132	4,989	5,593	4,356	3,755	4,816	4,657	42.73	39.12	36.68	24.50
138	6,255	4,286	3,398	4,844	3,730	5,358	41.70	37.37	35.99	30.71

ตารางที่ 7.7 ความเข้มข้นของของแข็งระเหยง่ายในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน (ต่อ)

วันที่	ของแข็งระเหยง่าย (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ(ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
144	6,303	4,743	3,538	4,599	3,808	5,178	45.16	40.99	40.97	33.56
150	4,859	5,531	4,264	3,652	4,113	4,037	43.31	39.21	45.32	32.81
156	6,170	5,450	4,403	4,698	4,669	5,051	40.59	38.41	37.01	33.78
162	5,805	4,283	3,349	4,365	3,994	4,779	42.50	39.17	31.43	33.41



ตารางที่ ๘.8 ความเข้มข้นของของแข็งระเหยง่ายในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน

วันที่	ของแข็งระเหยง่าย (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ(ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
168	5,050	4,347	3,335	3,415	3,848	4,194	43.59	45.30	34.92	32.82
174	5,648	5,696	2,811	3,856	3,944	4,091	63.70	44.78	49.08	41.41
180	5,701	5,048	3,049	3,100	3,485	4,125	55.58	56.03	49.23	41.48
186	6,314	4,535	2,535	3,520	3,422	4,375	58.89	54.91	44.51	43.95
192	4,960	4,340	2,239	2,993	2,887	3,317	62.06	51.20	51.09	45.90
198	5,768	5,368	2,532	3,066	3,658	3,655	65.31	57.00	49.89	48.75
204	5,133	5,154	2,526	3,112	3,519	3,255	63.96	50.96	49.80	48.72
210	5,243	5,619	2,678	2,727	3,654	3,290	64.96	57.93	52.18	49.25
216	5,795	4,606	2,472	2,876	3,093	3,638	60.54	59.86	50.63	49.22
222	5,487	5,038	2,375	3,024	3,367	3,476	65.33	55.43	50.86	48.75
228	5,695	4,855	2,425	3,403	3,147	3,591	63.27	53.31	52.33	50.73
234	6,255	5,073	2,392	3,208	3,289	3,818	65.33	58.52	52.32	50.63
240	5,055	5,008	3,035	2,568	3,227	3,041	55.44	58.91	52.62	51.34

ตารางที่ 8 ความเข้มข้นของของแข็งระเหยง่ายในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน (ต่อ)

วันที่	ของแข็งระเหยง่าย (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ(ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
246	4,852	4,343	2,660	2,463	2,771	3,083	54.97	58.94	53.09	48.60
252	5,000	5,105	2,503	2,539	3,220	3,312	63.95	58.92	53.62	46.41
258	5,228	4,362	2,151	2,691	2,803	3,320	63.73	58.36	52.74	48.63
264	5,438	6,505	2,854	2,883	3,080	3,698	63.22	57.12	60.30	45.00
270	6,100	5,325	2,548	3,145	3,531	3,873	64.81	58.30	51.25	48.64





ตารางที่ 9 ความเข้มข้นของของแข็งระเหยง่ายในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วัน

วันที่	ของแข็งระเหยง่าย (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ(ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
276	5,294	5,189	3,127	2,984	3,465	3,652	39.73	52.58	33.22	41.97
282	5,508	5,147	2,978	2,548	2,539	2,868	42.14	53.75	50.66	47.93
288	5,300	4,744	2,994	3,071	2,842	3,311	36.88	42.05	40.09	37.53
294	5,438	4,890	2,482	2,587	2,697	2,711	49.23	52.42	44.84	50.14
300	5,850	5,403	2,793	2,741	3,102	2,922	48.31	53.15	42.59	50.05
306	5,015	4,498	1,906	2,207	2,388	2,769	57.62	56.01	46.91	44.80
312	5,112	4,936	2,312	2,793	3,079	3,459	53.15	45.37	37.61	32.33
318	4,920	4,801	2,403	2,696	2,873	3,146	49.95	45.21	40.16	36.05
324	6,069	4,873	2,175	3,424	2,930	3,843	55.38	43.59	39.88	36.68
330	5,022	4,998	2,506	2,709	3,118	3,355	51.78	49.19	40.01	37.07
336	5,850	4,955	2,684	3,057	3,395	3,528	53.24	47.74	40.84	39.69
342	5,372	4,422	1,854	3,066	2,356	3,208	58.07	42.92	46.72	40.28
348	6,271	4,598	1,960	3,048	2,461	4,086	57.36	51.39	46.48	34.84

ตารางที่ 9 ความเข้มข้นของของแข็งระเหยง่ายในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วัน (ต่อ)

วันที่	ของแข็งระเหยง่าย (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ(ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
354	5,238	5,554	2,511	2,566	3,215	3,107	54.80	51.02	42.11	40.68
360	5,229	4,875	2,309	2,424	2,931	3,168	55.77	53.65	43.85	39.41
366	6,211	4,405	2,217	3,436	2,488	4,031	49.66	44.68	43.52	35.10
372	4,709	5,612	2,742	2,464	3,393	3,170	51.14	47.68	39.54	32.68



ภาคผนวก ค

สัดส่วนสารอินทรีย์กับความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพ



ตารางที่ ค.1ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่ป้อนเข้าและออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิก

ถัง ปฏิบัติ	ระยะเวลา เก็บกัก	ซีไอดี (มก./ล.)	ซีไอดีละลายน้ำ (มก./ล.)	บีไอดี (มก./ล.)	บีไอดีละลายน้ำ (มก./ล.)	บีไอดี/ซี ไอดี
RS		6,310	134	1,395	56.28	0.221
P-RS		6,299	214	2,853	162.64	0.453
PTAN	21 วัน	3,154	784	1,079	294.94	0.342
	14 วัน	2,534	1,048	933	245.25	0.368
	7 วัน	3,054	1,564	1,228	115.63	0.402
TAN	21 วัน	3,675	729	683	149.15	0.186
	14 วัน	2,853	1,665	750	181.68	0.263
	7 วัน	3,169	1,902	954	229.43	0.301
PAN	21 วัน	3,878	969	1,361	374.13	0.351
	14 วัน	3,319	1,477	1,235	213.59	0.372
	7 วัน	3,554	1,779	1,535	120.58	0.432
AN	21 วัน	4,154	893	848	202.34	0.204
	14 วัน	3,761	1,412	1,042	430.24	0.277
	7 วัน	3,949	1,707	1,161	552.04	0.294

ตารางที่ ค.2 ความเข้มข้นของสัณฐานสารอินทรีย์ในรูปของซีไอดีที่ป้อนเข้าและออกจากระบบย่อย  
แอนแอโรบิก

ถังปฏิกริยา	ระยะเวลาเก็บกัก	$S_s$ (mg/l)	$X_s$ (mg/l)	$S_i$ (mg/l)	$X_i$ (mg/l)
RS		56	1,338	78	4,838
P-RS		163	2,691	51	3,394
PTAN	21 วัน	295	784	489	1,586
	14 วัน	245	687	803	799
	7 วัน	116	1,112	1,448	378
TAN	21 วัน	149	534	580	2,411
	14 วัน	182	569	1,483	619
	7 วัน	229	724	1,673	542
PAN	21 วัน	374	987	595	1,922
	14 วัน	214	1,021	1,263	821
	7 วัน	121	1,415	1,658	360
AN	21 วัน	202	645	691	2,616
	14 วัน	430	612	982	1,737
	7 วัน	552	609	1,155	1,633

ตารางที่ ค.3 ร้อยละของสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปของชีโอดีที่ป้อนเข้าและออกจากระบบย่อย  
แอนแอโรบิก

ถึงปฏิกิริยา	ระยะเวลาเก็บกัก	$S_s$ (ร้อยละ)	$X_s$ (ร้อยละ)	$S_i$ (ร้อยละ)	$X_i$ (ร้อยละ)
RS	-	0.892	21.208	1.232	76.668
P-RS	-	2.582	42.718	0.815	53.885
PTAN	21 วัน	9.352	24.848	15.508	50.292
	14 วัน	9.677	27.123	31.674	31.526
	7 วัน	3.786	36.414	47.423	12.377
TAN	21 วัน	4.059	14.541	15.780	65.620
	14 วัน	6.368	19.932	51.993	21.707
	7 วัน	7.241	22.859	52.784	17.116
PAN	21 วัน	9.647	25.453	15.339	49.561
	14 วัน	6.435	30.765	38.066	24.734
	7 วัน	3.393	39.807	46.667	10.133
AN	21 วัน	4.870	15.530	16.624	62.976
	14 วัน	11.439	16.261	26.103	46.197
	7 วัน	13.980	15.420	29.248	41.352

ตารางที่ ค.4 ความเข้มข้นบีโอดีที่ป้อนเข้าและออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิกที่ระยะเวลา 21 วัน  
ด้วยเครื่อง oxitop ในหน่วยมิลลิกรัมต่อลิตร

วัน	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN
0	0	0	0	0	0	0
1	240	42	79	302	93	375
2	339	210	158	343	186	426
3	438	419	270	386	248	479
4	537	713	412	422	370	524
5	607	1,091	477	459	434	569
6	650	1,260	571	478	651	594
7	706	1,510	619	511	712	635
8	749	1,638	682	548	835	680
9	805	1,804	746	558	899	692
10	833	1,973	794	568	960	705
11	876	2,098	842	577	1,052	717
12	904	2,226	842	591	1,083	733
13	946	2,309	873	601	1,113	746
14	974	2,392	905	624	1,146	774
15	1,017	2,517	952	637	1,177	791
16	1,073	2,562	969	640	1,208	795
17	1,144	2,603	985	650	1,238	807
18	1,229	2,687	1,016	657	1,300	815
19	1,313	2,728	1,032	676	1,330	840
20	1,395	2853	1,079	683	1,361	848

ตารางที่ ค.5 ความเข้มข้นบีโอดีที่ป้อนเข้าและออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิกที่ระยะเวลา 14 วัน  
ด้วยเครื่อง oxitop ในหน่วยมิลลิกรัมต่อลิตร

วัน	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN
0	0	0	0	0	0	0
1	240	42	126	163	268	121
2	339	210	215	228	376	227
3	438	419	269	293	483	348
4	537	713	341	343	564	454
5	607	1,091	395	391	644	528
6	650	1,260	431	456	751	604
7	706	1,510	467	489	806	680
8	749	1,638	521	522	859	710
9	805	1,804	575	554	912	740
10	833	1,973	628	570	939	785
11	876	2,098	665	603	994	816
12	904	2,226	700	620	1,020	861
13	946	2,309	736	636	1,047	876
14	974	2,392	772	652	1,074	906
15	1,017	2,517	844	652	1,074	937
16	1,073	2,562	862	668	1,100	967
17	1,144	2,603	880	684	1,127	982
18	1,229	2,687	897	700	1,153	1,012
19	1,313	2,728	915	734	1,208	1,027
20	1,395	2853	933	750	1,235	1,042



ตารางที่ ค.6 ความเข้มข้นบีโอดีที่ป้อนเข้าและออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิกที่ระยะเวลา 7 วัน  
ด้วยเครื่อง oxitop ในหน่วยมิลลิกรัมต่อลิตร

วัน	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN
0	0	0	0	0	0	0
1	240	42	208	142	360	79
2	339	210	313	223	542	158
3	438	419	395	325	663	211
4	537	713	458	385	782	316
5	607	1,091	541	467	904	370
6	650	1,260	646	547	993	555
7	706	1,510	728	568	1,053	608
8	749	1,638	771	629	1,115	712
9	805	1,804	833	690	1,175	767
10	833	1,973	874	730	1,205	819
11	876	2,098	938	772	1,264	897
12	904	2,226	979	812	1,294	924
13	946	2,309	1,000	832	1,294	950
14	974	2,392	1,041	832	1,324	978
15	1,017	2,517	1,082	872	1,356	1,004
16	1,073	2,562	1,104	872	1,386	1,030
17	1,144	2,603	1,166	892	1,416	1,056
18	1,229	2,687	1,166	914	1,445	1,109
19	1,313	2,728	1,207	934	1,505	1,135
20	1,395	2853	1,228	954	1,535	1,161

ภาคผนวก ง

บทความทางวิชาการที่ได้รับการตีพิมพ์เผยแพร่ในระหว่างศึกษา



## รายชื่อบทความที่ได้รับการตีพิมพ์เผยแพร่ในระหว่างศึกษา

บทความวิจัยที่ได้รับการตีพิมพ์ในวารสารวิชาการระดับนานาชาติ

WatcharapolWonglertarak and BoonchaiWichitsathian (2014). Alkaline pretreatment of waste activated sludge in anaerobic digestion. **Journal of Clean Energy Technologies**. 2(2): 118-121.

บทความวิจัยเต็มรูปแบบที่ได้รับการตีพิมพ์ในการประชุมวิชาการระดับชาติ

วัชรพล วงศ์เลิศอารักษ์ และ บุญชัย วิจิตรเสถียร. (2555).ผลของการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างสำหรับตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทีเวเต็ดสลัดจ์. การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ครั้งที่ 11,ณ โรงแรมโพธิ์หวด รีสอร์ทแอนด์สปา จังหวัดเชียงราย. ระหว่างวันที่ 21-23 มีนาคม. หน้า 159-160.

วัชรพล วงศ์เลิศอารักษ์ และ บุญชัย วิจิตรเสถียร. (2556).ผลของอุณหภูมิต่อการย่อยสลายแอนแอโรบิกของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทีเวเต็ดสลัดจ์. การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ครั้งที่ 12 ณ โรงแรมพูลแมน ขอนแก่น ราชา ออร์คิด จังหวัดขอนแก่น.ระหว่างวันที่ 27-29มีนาคม. หน้า153-154.

# Alkaline Pretreatment of Waste Activated Sludge in Anaerobic Digestion

Watcharapol Wonglertarak and Boonchai Wichitsathian

**Abstract**—Slow degradation of waste activated sludge (WAS) is a disadvantage of anaerobic digestion leading to high sludge retention time in conventional digesters. So, this study was proposed to increase biodegradability of WAS by alkaline pretreatment, and effect of pretreatment on the performance of anaerobic digestion and treatment efficiency was evaluated under both ambient and thermophilic condition. The soluble chemical oxygen demand (SCOD) and biochemical oxygen demand (BOD) fractions increased when pH values were increased. The solubilization had the highest increase in the pH range of 11 to 12 and gradually increased in the pH range of 8-11. However, the BOD<sub>20</sub>/COD ratios decreased for adjusted pH 10 and pH 11, and biodegradation was limited at pH 12. And pH 8 was the optimal value this alkaline pretreatment on anaerobic digestion. In alkaline pretreatment thermophilic anaerobic condition (PTAN), the result remove were 42.16%, 43.15% and 50.64% for TS, VS and COD removal, respectively, which are higher efficiency and gas production when compared to other conditions.

**Index Terms**—Waste activated sludge, alkaline pretreatment, anaerobic digestion, thermophilic.

## I. INTRODUCTION

The activated sludge treatment process is one of the most common methods used in a sewage and industry wastewater treatment plant to remove organic contaminants. The large amount of waste sludge, constituting of refractory and non-biodegradable cellulose compounds which is produced by this process, leads to the difficulty of sludge disposal [1]. Anaerobic digestion is a conventional sludge treatment process used to stabilize organic matter. Mass reduction, methane production, and improved dewatering properties of the treated sludge are the main features of the process. Slow degradation of sewage sludge is a disadvantage of anaerobic digestion leading to have a retention time in conventional digesters of about 20-30 days. In order to destroy the refractory structure of waste activated sludge (WAS) and increase its biodegradability, a physio-chemical pretreatment method is commonly carried out to transform particulate compounds contained in WAS into soluble compounds [1]-[3]. Compared with other methods, alkaline pretreatment has several advantages, i.e. simple devices, easy to operate and high efficiency. Most of the investigations exhibited an increase in methane production and decrease in volatile suspended solids (VSS), especially during low-dose alkaline treatment [4], [5]. Alkaline destroys floc structures and cell

walls by hydroxyl anions. Extremely high pH causes natural shape losing of proteins, saponification of lipid, and hydrolysis of RNA. Chemical degradation of the hydroxyl groups leads to extensive swelling and subsequent solubilization gels in sludge [6]. The preferred reagent, in most cases, is sodium hydroxide (NaOH), which is reported to yield greater solubilization efficiency than calcium hydroxide (Ca(OH)<sub>2</sub>). Reference [7] used the alkaline pretreatment performed at pH 12 and 30 minutes of contact time by various alkaline agents at ambient temperature. The results showed the soluble COD values were increased about 39.8%, 36.6%, 10.8% and 15.3% for NaOH, KOH, Mg(OH)<sub>2</sub> and Ca(OH)<sub>2</sub>, respectively after added alkaline. Reference [8] reported that the percentages of SCOD to total COD (TCOD) were increased from 3.31% to 36.3% by alkaline pretreatment. Moreover, reference [9] reported the wet electrolytic oxidation pretreatment can be improved biodegradability of WAS. After pretreatment, the BOD/COD ratios were increased to >50% from 6-15% of raw WAS that caused to increase methane yield.

Temperature is one of the most important environmental parameters for anaerobic digestion. With better understanding of the basic mechanisms occurring in the anaerobic process and conducting the process at thermophilic temperatures, many advantages such as higher conversion rate, better pathogen reduction effect, and shorter retention time can be obtained than when it is carried out at mesophilic temperature. This work focused on alkaline pretreatment for anaerobic digestion. The sludge used in the experiments was a waste activated sludge. The process of alkaline sludge disintegration was first examined using NaOH. The variation in sludge pH was investigated during alkaline pretreatment. Based on these data, the parameters of alkaline pretreatment were optimized. Under the proposed conditions, the effect of pretreatment on the performance of anaerobic digestion and treatment efficiency was evaluated under both ambient and thermophilic condition.

## II. MATERIALS AND METHOD

### A. Sludge Samples

The waste activated sludge (WAS) samples were taken from the oxidation ditch wastewater treatment of the Health promoting hospital, a regional health promotion centre 5, Nakhon Ratchasima municipality, Thailand. The WAS samples were stored at 4°C for stabilization components before used in experiments. The WAS characteristics are shown in Table I.

### B. Alkaline Pretreatments

The experiment was performed by varying pH values in

Manuscript received April 13, 2013; revised July 11, 2013.

W. Wonglertarak and B. Wichitsathian are with School of Environmental Engineering, Institute of Engineering, Suranaree University of Technology, Nakhon Ratchasima, Thailand (e-mail: w\_watcharapol@hotmail.com, boonchai@sut.ac.th).

ranges of 8 to 14, and using NaOH adjusted as the semi-concentration, detailed in Table II. Then, the WAS and NaOH mixtures were agitated at 250 rpm with contact times 24 hr under anoxic condition at ambient temperature. The solubilization of the organic substances in the WAS was measured using soluble chemical oxygen demand (SCOD). The degree of sludge disintegration was calculated as the ratio of increase in SCOD. And  $BOD_{20}/COD$  ratios were used to evaluate the WAS biodegradability.

### C. Anaerobic Digestions

The experimental set up consisted of four continuous stirred tank reactors (CSTR) with 20L working volume for each, two of which were under thermophilic condition and the other two were under ambient conditions. The temperature was controlled by circulating hot water inside the reactor water jacket from water bath maintained at 55 °C for thermophilic reactor. The hydraulic retention time was set at 21 days. Reactors were fed and withdrawn once a day. The influent and effluent samples of alkaline pretreatment analyzed following the standard methods [10] for the examination of water and wastewater included COD, SCOD, TS and VS. The BOD was determined by an OxiTop®-C measuring pressure head instrument [11]. Biogas production was measured by water displacement method.

TABLE I: WASTE ACTIVATED SLUDGE (WAS) CHARACTERISTICS

Parameters	Values
pH	$7.8 \pm 0.2$
COD (mg/l)	$10615 \pm 1020$
$BOD_{20}$ (mg/l)	$2050 \pm 640$
TS (mg/l)	$11720 \pm 2273$
VS/TS	0.52
TKN (mg/l as N)	$450 \pm 52$
Total alkalinity (mg/l as $CaCO_3$ )	$470.4 \pm 17$

TABLE II: THE ADJUSTED NaOH CONCENTRATIONS FOR SUFFICIENT THE PH VALUES

Condition at pH	g NaOH/m <sup>3</sup> wet sludge	Condition at pH	g NaOH/m <sup>3</sup> wet sludge
Untreated	0	11.0	472
8.0	8	12.0	1,576
9.0	88	13.0	11,000
10.0	232	14.0	31,000

## III. RESULTS AND DISCUSSION

### A. The Effect of Alkaline Pretreatment on WAS

Alkaline pretreatment was performed under various pH values. The overall result of this study is illustrated in Fig. 1. For experiments with various pH values, the overall result showed that SCOD concentrations increased when pH values were increased. This can be explained by SCOD expressing various reactions when being adjusted pH values such as saponification of uronic acid and acetyl ester, the reactions occurring with free carboxylic groups and neutralization of various acid formed from the degradation. Moreover, the SCOD were about 1.99%, 2.28%, 2.58%, 3.23%, 16.35%, 32.34% and 33.29% for pH values of 8, 9, 10, 11, 12, 13 and 14, respectively. As same as, the result of several researches

such as, reference [7] improved the WAS solubility to increase in 39.8% of SCOD by NaOH adjusted treatment for 3.8 % of TS of raw WAS; reference [12] improved the WAS solubility to >65% of SCOD by NaOH adjusted treatment for 5.6% of TS of raw WAS and reference [4] reported the soluble fraction increased to >50% of TS for WAS 1.2 % of TS that pretreated by NaOH 40 meq/L. It can be concluded that the soluble fraction decreased when TSS concentration of WAS and NaOH concentrations were increased [1].

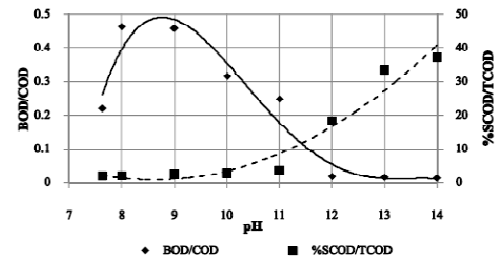


Fig. 1. Biodegradability performances by alkaline pretreatment.

Biodegradability performance is indicated by the results of biodegradability test by  $BOD_{20}/COD$  ratio evaluation with varying pH values and 24 hr of contact time. The value of biodegradability of raw WAS was about 0.22. The  $BOD_{20}/COD$  ratios increased to 0.46 and 0.45 for pH 8 and pH 9, respectively. However, the  $BOD_{20}/COD$  ratios decreased for adjusted pH 10 and 11, and biodegradation was inhibited at pH 12. This can be explained by the metabolism of microorganism, which was inhibited at pH higher than 9 [12], [13]. Hydrolysis of organic matter is limited at high sodium hydroxide concentration [12]. As the result,  $BOD_{20}/COD$  ratios were less than 0.05 when adjusted pH values were in the range of 12 to 14. Sodium hydroxide at low concentration is essential for the methanogenic bacteria presumably because it is important for the formation of ATP or oxidation of NADH. However, high concentration of sodium ion was inhibits the activity of the microorganisms and interferes with their metabolism. The level of inhibition depends on the concentration found in the sludge. The optimal growth condition of hydrogenotrophic methanogens occurs at concentration of 350 mg Na<sup>+</sup>/L. Moderate inhibition is at the concentrations between 3,500 and 5,500 mg/L, whereas the concentration about 8,800 mg/l is strongly inhibitory to methanogenic bacteria during mesophilic digestion [2], [13].

In conclusion, the waste activated sludge (WAS) with highly slowly degradation is a disadvantage of anaerobic digestion or conventional digesters. Alkaline pretreatment is capable of improving WAS biodegradability by increasing organic solubility fraction or soluble chemical oxygen demand (SCOD). The SCOD increased when pH was increased. However, the  $BOD_{20}/COD$  ratios decreased for adjusted pH 10 and pH 11, and biodegradation was limited at pH 12. This caused by inhibition of the metabolism of microorganism at pH higher than 11. And, the result indicated that 8 was the optimal value for alkaline pretreatment on anaerobic digestion.

### B. The Effect of Alkaline Pretreatment on Anaerobic Digestion

To verify the effectiveness of alkaline pretreatment process, the percent removal of TS, VS and COD were used as the indicator of the biodegradability enhancement. In past thermophilic temperature condition, alkaline pretreatment thermophilic anaerobic condition (PTAN) removed 42.16%, 43.15% and 50.64% for TS, VS and COD, respectively. In thermophilic anaerobic condition (TAN), it removed 38.42%, 38.71% and 42.88% for TS, VS and COD, respectively, which indicated that it had lower efficiency than PTAN.

In past ambient temperature condition, alkaline pretreatment anaerobic condition (PAN) had higher removal efficiency for TS, VS and COD than anaerobic condition (AN) with the same past thermophilic temperature condition. PAN had removal efficiency of 36.92%, 35.94% and 38.41% for TS, VS and COD, respectively. For AN reactor, it removed 33.61%, 32.11% and 36.51% for TS, VS and COD, respectively. The overall result of this study is illustrated in Fig. 2.

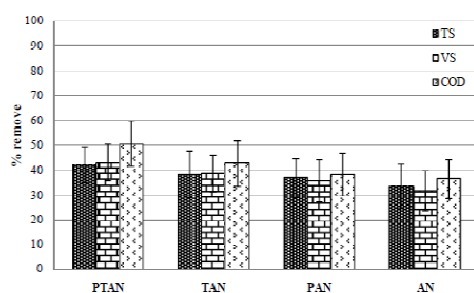


Fig. 2. Variations of efficiency remove organic matter on anaerobic condition.

Gas production shown in Fig. 3 was 84.22, 78.24, 72.46 and 61.09 ml/d for PTAN, TAN, PAN and AN, respectively. Alkaline pretreatment condition had an increase in gas production because that pretreated WAS hydrolyzed much organic matter into soluble forms, and the anaerobic digestion process use it immediately consumed. Alkaline pretreatment could make organic matter release from inner fractions to outer fractions, thus increase the hydrolysis rate of granular organics and improve digestion efficiency [14]. PTAN and PAN reactors had greater rate of gas production than TAN and AN reactors. The fractional increase in gas production of PTAN and PAN was 7.64% and 18.61% when compared to TAN and AN, respectively.

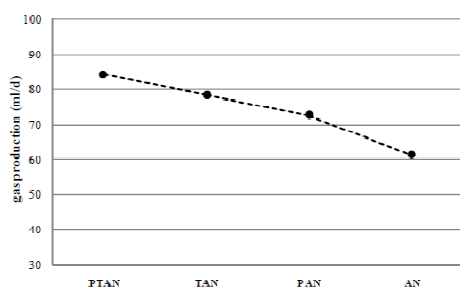


Fig. 3. Variations of gas production on anaerobic condition.

From data, fractional increase in gas production of comparison between PTAN and TAN was less than that of comparison between PAN and AN, but removal efficiency for remove COD in PTAN compared to TAN was increase by 18.09%, which was more than that (5.20%) in PAN compared to AN. So, in past thermophilic condition, alkaline pretreatment increased removal efficiency for organic matter and slightly increased in gas production. For ambient temperature condition, alkaline pretreatment showed increase of removal efficiency for organic matter and gas production. Reference [4] showed that alkaline pretreatment, an improvement of digester to have high performance compared to that without alkaline pretreatment at ambient temperature and HRT 20 days, can remove 36% of VS and produce gas production by 113 l/m<sup>3</sup> reactor. Reference [15] reported that adjusting pH values (9-12) of WAS with comparison to the control (without adjusting pH), provided an increase in removal of TSS and VSS following pretreatment at pH 9-11, and improved gas production by 7.2-15.4%. Reference [16] showed that NaOH was used to disintegrate a mixture composed mainly of primary sludge with biofilm sludge before anaerobic digestion in batch experiments, NaOH pretreatment dissolved some organic substance, and with dose 0.1 mol/l of NaOH, the organic degradation rate was 38.3% and the gas production was 0.65 l/g<sub>VSS</sub>.

For the effect of temperature on anaerobic digestion, thermophilic and mesophilic condition, it was found that thermophilic anaerobic digestion was much faster than mesophilic anaerobic digestion. Two conditions on pretreatment and non-pretreatment in this study showed that PTAN and TAN had higher removal efficiency for organic matter, and gas production. In thermophilic anaerobic digestion, waste activated sludge with thermal lysis of microbial cell was the dominant mechanism resulting in high degradation rate. Reference [17] showed that performance of the reactor improved with increases in temperature and with HRT 20 days. The COD removal increased from 35% in mesophilic condition to 45% in thermophilic condition, and gas production were 0.33 to 0.45 m<sup>3</sup>/kg VS<sub>fed</sub> at mesophilic and thermophilic condition, respectively.

### IV. CONCLUSION

Alkaline pretreatment has capability to improve WAS biodegradability by increasing organic solubility fraction or soluble chemical oxygen demand (SCOD). The SCOD increased when pH values were increased. However, the BOD<sub>20</sub>/COD ratios were decreased for adjusted pH 10 and pH 11. Adjusted pH 8 showed the optimization for alkaline pretreatment with increasing SCOD and maximizing BOD<sub>20</sub>/COD ratios.

In alkaline pretreatment, thermophilic anaerobic condition (PTAN) removed 42.16%, 43.15% and 50.64% for TS, VS and COD, respectively, and provided higher efficiency and gas production when compared to other conditions. Regarding the effect of temperature on anaerobic digestion, thermophilic and ambient condition, and alkaline pretreatment and non-alkaline pretreatment, it showed that PTAN and TAN reactors had higher removal efficiency for organic matter and gas production compared to PAN and AN reactors.



## ACKNOWLEDGMENT

This work was supported by National Research Council of Thailand and Suranaree University of Technology and Thailand Institute of Scientific. We would like to thank the staff for their continual assistance in preparing and carrying out this research in the Institute of Environmental Engineering, Suranaree University of Technology.

## REFERENCES

- [1] C. N. Chang, Y. S. Ma, and C. W. Lo, "Appication of oxidation-reduction potential as a controlling parameter in waste activated sludge hydrolysis," *Chemical Engineering Journal*, vol. 90, pp. 273-281, 2002.
- [2] I. A. Nges and J. Liu, "Effects of anaerobic pre-treatment on the degradation of dewatered-sewage sludge," *Renewable Energy*, vol. 34, pp. 1795-1800, 2009.
- [3] J. G. Lin, Y. S. Ma, A. C. Chao, and C. L. "Huang, BMP test on chemically pretreated sludge," *Bioresource Technology*, vol. 68, pp. 187-192, 1999.
- [4] J. G. Lin, C. N. Chang, and S. C. Chang, "Enhancement of anaerobic digestion of waste activated sludge by alkaline solubilization," *Bioresource Technology*, vol. 62, pp. 85-90, 1997.
- [5] L. Appels, J. Baeyens, J. Degreve, and R. Dewil, "Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge," *Progress in Energy and Combustion Science*, vol. 34 pp. 755-781, 2008.
- [6] J. Yinying, L. Huan, M. P. Bux, W. Zhiyu, and N. Youngfeng, "Combined alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before aerobic digestion," *Journal of Envirmental Science*, vol. 21, pp. 279-284, 2009.
- [7] J. Kim, C. Park, T. H. Kim, M. Lee, S. Kim, S. W. Kim, and J. Leej, "Effects of Various Pretreatments for Enhanced Anaerobic Digestion with Waste Activated Sludge," *Journal of Bioscience and Bioengineering*, vol. 95, pp. 271-275, 2003.
- [8] Y. C. Chu, C. N. Chang, J. G. Lin, and S. J. "Huang, Alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before anaerobic digestion," *Water science and technology*, vol. 36, pp. 155-162, 1997.
- [9] R. M. Serikawa, "Wet electrolytic oxidation of organic sludge," *Journal of Hazardous Materials*, vol. 146, pp. 646-651, 2007.
- [10] A. P. H. A., A. W. W. A., and W. E. F., "Standard methods for the examination of the water and wastewater," *Washington D.C.: American Public Health Association*, 2005.
- [11] M. N. Gatti, F. G. Usach, A. Seco, J. Ferrer, "Wastewater COD characterization: analysis of respirometric and hysical-chemical methods for determining biodegradable organicmatter fractions," *J Chem Technol Biotechnol*, vol. 85, pp. 536-544, 2010.
- [12] V. Penaud, J. P. Delgene's, and R. Moletta, "Thermo-chemical pretreatment of a microbial biomass: influence of sodium hydroxide addition on solubilization and anaerobic biodegradability," *Enzyme and Microbial Technology*, vol. 25, pp. 258-263, 1999.
- [13] Y. Chen, J. J Cheng, and K. S. Creamer, "Inhibition of anaerobic digestion process: A review," *Bioresource Technology*, vol. 99, pp. 4044-4064, 2008.
- [14] L. Zhang and D. Jahng, "Enhanced anaerobic digestion of piggery wastewater by ammonia stripping: Effects of alkali types," *Journal of Hazardous Materials*, vol. 182, pp. 536-543, 2010.
- [15] L. Shao, X. Wang, H. Xu, and P. He, "Enhanced anaerobic digestion and sludge dewaterability by alkaline pretreatment and its mechanism," *Journal of Environmental Sciences*, vol. 24, pp. 1731-1738, 2012.
- [16] H. Li, C. Li, W. Liu, and S. Zou, "Optimized alkaline pretreatment of sludge before anaerobic digestion," *Bioresource Technology*, vol. 123, pp. 189-194, 2012.
- [17] D. Bolzonella, C. Cavinato, F. Fatone, P. Pavan, and F. Cecchi, "High rate mesophilic, thermophilic, and temperature phased anaerobic digestion of waste activated sludge: A pilot scale study," *Waste Management*, vol. 32, pp. 1196-1201, 2012.



Watcharapol Wonglertarak follows a Bachelor's Degree in Environmental Engineering. And now is a graduate student in Environmental Engineering of Suranaree University of Technology, Nakhon Ratchasima, Thailand. My researches interested are in biological wastewater treatment.



## ผลของการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างสำหรับตะกอนส่วนเกิน จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทีเวเต็ดสลัดจ์

### Effect of Alkaline Pretreatment for Excess Sludge from Activated Sludge Process

วัชรพล วงศ์เลิศอารักษ์<sup>1\*</sup> และ บุญชัย วิจิตรเสถียร<sup>2</sup>

Watcharapol Wonglertarak<sup>1\*</sup> and Boonchai Wichitsathian<sup>2</sup>

<sup>1\*</sup> นักศึกษามัธยมศึกษา; <sup>2</sup> ผู้ช่วยศาสตราจารย์ สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี นครราชสีมา 30000;

\*โทรศัพท์ : 044-224451, โทรศัพท์ 044-224606, e-mail : w\_watcharapol@hotmail.com

#### บทคัดย่อ

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนในการบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทีเวเต็ดสลัดจ์ เป็นแนวทางหนึ่งในแก้ข้อเสียของการบำบัดตะกอนดังกล่าว คือมีองค์ประกอบเป็นสารอินทรีย์เป็นส่วนใหญ่ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ยาก ดังนั้นในการศึกษาครั้งนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาผลของความเป็นกรด-ด่าง (pH) ที่ค่าต่าง ๆ ในกระบวนการการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างต่อตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทีเวเต็ดสลัดจ์ โดยในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างมีการใช้ NaOH ในการปรับค่า pH ช่วงระหว่าง 8-14 จากนั้นทำการเขย่าด้วยความเร็วรอบ 250 รอบต่อวินาที ระยะเวลาสัมผัส 24 ชั่วโมงที่สภาวะอุณหภูมิห้อง โดยพารามิเตอร์ที่ใช้ในการพิจารณาการปรับปรุงในขั้นตอนไฮโดรไลซิสและความสามารถในการย่อยสลาย คือ สัดส่วนของค่า SCOD/TCOD และสัดส่วนของค่า BOD<sub>20</sub>/TCOD จากผลการศึกษาพบว่าในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างโดยใช้สารเคมี NaOH สามารถเพิ่มสัดส่วนเปอร์เซ็นต์ของค่า SCOD/TCOD ได้ 1.9% 2.1% 2.5% 2.7% 3.6% 18.3% 33.3% และ 37.1% โดยมีค่า pH ระหว่าง 8-14 ตามลำดับ จากค่าดังกล่าวเป็นค่าที่มีสัดส่วนเปอร์เซ็นต์แนวโน้มของค่า SCOD/TCOD มีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อ pH มีค่าสูงขึ้น ความสามารถในการย่อยสลายพบว่าค่า BOD<sub>20</sub>/TCOD เพิ่มขึ้นเป็น 0.46 และ 0.45 ที่ค่า pH 8 และ ค่า pH 9 ตามลำดับ จากนั้นค่าดังกล่าวจะลดลงเมื่อมีค่า pH ระหว่าง 10-11 และจะถูกยับยั้งที่ค่า pH มากกว่า 12 ความสามารถในการย่อยสลายที่ความเข้มข้นของไอออน Na<sup>+</sup> ที่ต่ำจะช่วยเพิ่มค่าความสามารถในการย่อยสลาย และจะลดลงเมื่อความเข้มข้นของไอออน Na<sup>+</sup> ที่สูง

**คำสำคัญ :** ตะกอนส่วนเกิน; การบำบัดก่อนด้วยภาวะด่าง; ความสามารถในการย่อยสลาย





### Abstract

Slow degradation of waste activated sludge (WAS) is a disadvantage of anaerobic digestion leading to high sludge retention times in conventional digesters. So, the purpose of this study was to investigate the effect of pH values are the alkaline pretreatment for WAS. Experimental were performed by pH values in ranges of 8 to 14 by NaOH adjusted, the WAS and NaOH mixtures were agitated at 250 rpm by contact times 24 h at ambient temperature. The SCOD/TCOD ratios were indicating parameter for capable of solubility that to reflect the extent of hydrolysis. As well as BOD<sub>20</sub>/TCOD ratios were used to evaluated the WAS biodegradability. It was found that the SCOD/TCOD ratios were about 1.99%, 2.28%, 2.58%, 3.23%, 16.35%, 32.34% and 33.29% by pH values of 8, 9, 10, 11, 12, 13 and 14, respectively. The overall results are showed that SCOD concentrations were increased when pH values were increase. Biodegradability, the value of raw WAS biodegradability was about 0.22. After adjusted pH, the BOD<sub>20</sub>/COD ratios were increased to 0.46 and 0.45 of pH 8 and pH 9, respectively. However, the BOD<sub>20</sub>/COD ratios were decreased during adjusted pH 10 and pH 11 and biodegradation was inhibited at pH 12. This can be explained by the metabolism of microorganism were inhibited at the higher values than pH 9. Sodium hydroxide at low concentration is essential for the methanogenic bacteria, high concentrations of sodium ion was inhibited the activity of the microorganisms and interfere with their metabolism.

**Keywords :** waste activated sludge; Alkaline Pretreatment; Biodegradability

### บทนำ

ตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์เป็นปัญหาอย่างหนึ่งต่อการจัดการของเสียในปัจจุบัน ซึ่งระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศเป็นแนวทางการจัดการที่ใช้ในการลดปริมาตรก่อนนำไปกำจัด อีกทั้งยังช่วยให้ตะกอนดังกล่าวมีความคงตัว และยังได้ก๊าซชีวภาพซึ่งเป็นผลพลอยได้จากกระบวนการบำบัดตะกอนส่วนเกินแบบไม่ใช้อากาศอีกด้วย โดยทั่วไประยะเวลาในการบำบัดตะกอนส่วนเกินดังกล่าวอยู่ที่ประมาณ 20 วัน [1] กระบวนการดังกล่าวมีข้อจำกัดในขั้นตอนไฮโดรไลซิสเนื่องจากลักษณะของตะกอนส่วนเกินเป็นตะกอนจุลินทรีย์ที่มีปริมาณของแข็งทั้งหมด (Total Solid, TS) ประมาณ 0.5-1.2% ปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (Total Volatile Solid, TVS) ประมาณ 60-90% ของปริมาณของแข็งทั้งหมด [2] แสดงให้เห็นว่าตะกอนส่วนเกินดังกล่าวมีองค์ประกอบเป็นสารอินทรีย์เป็นส่วนใหญ่ มีค่าซีโอดีละลายน้ำ (SCOD) เพียง 2-3% ของค่า TCOD เท่านั้น และมีค่า BOD<sub>5</sub> ประมาณ 368 mg/L สัดส่วนระหว่างค่า BOD<sub>5</sub>/TCOD ประมาณ 0.16 [3] และมีองค์ประกอบเป็นเซลล์จุลินทรีย์ ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ยาก กระบวนการบำบัดก่อนเป็นกระบวนการหนึ่งที่จะช่วยปรับปรุงในขั้นตอนไฮโดรไลซิส ซึ่งการศึกษาในช่วงเวลาที่ผ่านมามีทั้งกระบวนการให้ความร้อน กระบวนการใช้อัลตราโซนิก และกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง หากเปรียบเทียบกับกระบวนการบำบัดก่อนที่กล่าวมา พบว่ากระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างสามารถเพิ่มค่าซีโอดีละลายน้ำที่มากกว่า อีกทั้งยังมีค่าใช้จ่ายในการเดินระบบที่น้อยกว่าอีกด้วย [4] กระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างจึงเป็นทางเลือกหนึ่งที่จะช่วยปรับปรุงในขั้นตอนไฮโดรไลซิส ซึ่งจะช่วยให้เปลี่ยนอนุภาคของตะกอนให้อยู่ในรูปของละลายน้ำ ชนิดของสารเคมีที่ใช้ในการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง พบว่าสารเคมีที่ใช้ส่วนใหญ่และมีประสิทธิภาพในการปรับปรุงขั้นตอนไฮโดรไลซิสมากที่สุดคือ NaOH [4] สัดส่วนระหว่างค่า BOD/COD เป็นพารามิเตอร์ที่ใช้ในการศึกษาความสามารถในการย่อยสลาย เช่น การศึกษาของ Serikawa (2007) [5] พบว่าเมื่อนำตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียผ่านขั้นตอนการบำบัดก่อนจะช่วยทำให้ปรับปรุงความสามารถในการย่อยสลาย คือ เพิ่มค่า BOD/COD มากกว่า 50 เปอร์เซ็นต์ และยังช่วยเพิ่มสัดส่วนของปริมาณมีเทนในก๊าซ

ชีวภาพได้อีกด้วย ในการศึกษานี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาผลของความเป็นกรด-ด่าง (pH) ที่ค่าต่าง ๆ ในกระบวนการบำบัดน้ำก่อนด้วยภาวะด่างต่อตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์

### อุปกรณ์และวิธีการ

ตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียที่นำมาใช้ในการศึกษานี้ได้นำมาจากระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาล โดยมีคุณลักษณะของตะกอนส่วนเกินดังตารางที่ 1 ในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างมีการใช้ NaOH ในการปรับค่า pH ในช่วงระหว่าง 8-14 ดังตารางที่ 2 จากนั้นทำการเขย่าด้วยความเร็วรอบ 250 rpm ระยะเวลาในการสัมผัส 24 ชั่วโมงที่สภาวะอุณหภูมิห้อง พารามิเตอร์ที่ใช้ในการพิจารณาการปรับปรุงในขั้นตอนไฮโดรไลซิสและความสามารถในการย่อยสลาย คือ สัดส่วนของค่า SCOD/TCOD และสัดส่วนของค่า BOD<sub>20</sub>/TCOD โดยทำการวิเคราะห์หาค่าพารามิเตอร์ ได้แก่ ค่าความเข้มข้นปริมาณของแข็งทั้งหมด (TS) ปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (TVS) ค่าความเข้มข้นปริมาณซีไอคี่ทั้งหมด (TCOD) และค่าความเข้มข้นซีไอคี่ละลายน้ำ (SCOD) โดยอ้างอิงวิธีการวิเคราะห์ของ APHA (2005) [6] ส่วนค่า BOD<sub>20</sub> วิเคราะห์โดยใช้เครื่องมือ Oxitop เป็นระยะเวลา 20 วัน และใส่ตัวยับยั้งการเกิดปฏิกิริยา Nitrification [7]

ตารางที่ 1 แสดงคุณลักษณะของตะกอนส่วนเกิน

Parameters	Values (STD)
pH	7.8 (0.2)
COD (mg/l)	3,503 (121)
SCOD (mg/l)	66.6 (24)
BOD <sub>20</sub> (mg/l)	770.6 (64)
TS (mg/l)	5,587 (273)
VS/TS	0.46
Total alkalinity (mg/l as CaCO <sub>3</sub> )	470.4 (17)

### ผลการทดลองและวิจารณ์

จากผลการศึกษาผลของค่า pH ในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างเป็นเวลา 24 ชั่วโมงโดยใช้สารเคมี NaOH ในการปรับ pH พบว่าสามารถเพิ่มค่าสัดส่วนเปอร์เซ็นต์ของค่า SCOD/TCOD ได้ 1.9% 2.1% 2.5% 2.7% 3.6% 18.3% 33.3% และ 37.1% ที่การปรับค่า pH ระหว่าง 8-14 ตามลำดับ จากค่าดังกล่าวเป็นค่าที่มีสัดส่วนเปอร์เซ็นต์แนวโน้มของค่า SCOD/TCOD มีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อ pH มีค่าสูงขึ้น เนื่องจากในขั้นตอนดังกล่าวอนุภาคของตะกอนจะละลายตะกอนออกมาอยู่ในรูปของละลายน้ำ

ตารางที่ 2 ปริมาณ NaOH ที่ใช้ในการปรับค่า pH ในการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่าง

Condition at pII	g NaOH/m <sup>3</sup> wet sludge	Condition at pII	g NaOH/m <sup>3</sup> wet sludge
Untreated	0	11.0	472
8.0	8	12.0	1,576
9.0	88	13.0	11,000
10.0	232	14.0	31,000



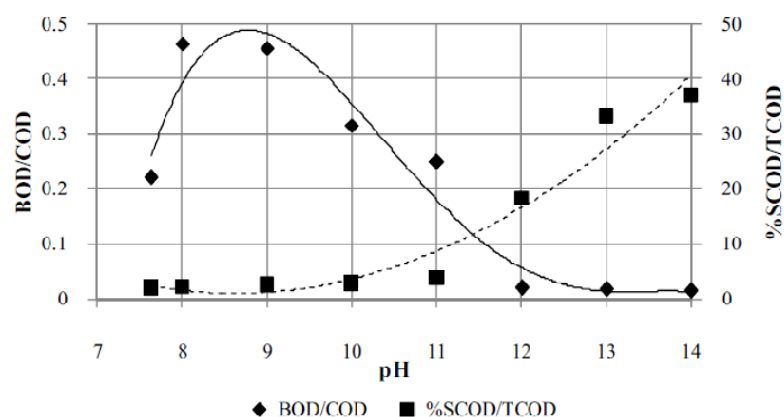
แต่อย่างไรก็ตามสัดส่วนเปอร์เซ็นต์ของค่า SCOD/TCOD จะมากหรือน้อยขึ้นอยู่กับปัจจัยต่าง ๆ เช่น ระยะเวลาในการสัมผัส ความเข้มข้นของตะกอนส่วนเกิน เป็นต้น ดังตารางที่ 3 ได้แสดงผลการศึกษาของผู้นิพนธ์การบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง เช่น การศึกษาของ [3] ได้ศึกษาผลของความเข้มข้นของของแข็งที่ค่า TSS 0.5%, 1.0%, 1.5% และ 2.0% โดยใช้ปริมาณ NaOH 40mg/L ที่เท่ากัน พบว่าที่ความเข้มข้น TSS 2.0% สามารถเพิ่มค่า SCOD ได้มากถึง 6,600mg/L ที่ระยะเวลาสัมผัสเป็นเวลา 24 ชั่วโมง และที่ความเข้มข้น TSS 0.5% เพิ่มค่า SCOD ได้เพียง 2,900mg/L ที่ระยะเวลาสัมผัสเดียวกัน หากเปรียบเทียบผลการศึกษานี้และผลการศึกษาของ [4] พบว่าที่ความเข้มข้นของค่าของแข็งทั้งหมดในตะกอนส่วนเกินมีค่าต่างกันมาก ซึ่งส่งผลต่อความสามารถในการเพิ่มสัดส่วนเปอร์เซ็นต์ของค่า SCOD/TCOD โดยในกรณีที่ตะกอนส่วนเกินมีค่าของแข็งทั้งหมดเท่ากับ 3.8% TS สามารถเพิ่มค่าสัดส่วนดังกล่าวได้มากถึง 38.9% แต่กรณีที่ตะกอนส่วนเกินมีค่าของแข็งทั้งหมด 0.5% TS สามารถเพิ่มค่าสัดส่วนดังกล่าวได้เพียง 18.3%

ตารางที่ 3 เปรียบเทียบความเข้มข้นของค่าของแข็งที่มีผลต่อการเพิ่มขึ้นของสัดส่วนเปอร์เซ็นต์ของค่า SCOD/TCOD

Reference	Sludge	Pretreatment Method	SCOD/TCOD (%)
[3]	0.5% TSS WAS	NaOH 40 mg/L (10 hr)	23.0
	1.0% TSS WAS	NaOH 40 mg/L (10 hr)	28.0
	1.5% TSS WAS	NaOH 40 mg/L (10 hr)	31.0
	2.0% TSS WAS	NaOH 40 mg/L (10 hr)	40.0
[4]	3.8% TS WAS	NaOH adjusted pH values 12 (24 hr)	39.8
		KOH adjusted pH values 12 (24 hr)	36.6
		Mg(OH) <sub>2</sub> adjusted pH values 12 (24 hr)	10.8
		Ca(OH) <sub>2</sub> adjusted pH values 12 (24 hr)	15.3
This study	0.5% TS WAS	NaOH adjusted pH values 12 (24 hr)	18.3

ส่วนความสามารถในการย่อยสลายโดยพิจารณาจากสัดส่วน  $BOD_{20}/COD$  โดยตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์มีค่าสัดส่วนดังกล่าวเพียง 0.22 หลังจากการปรับปรุงในขั้นตอนไฮโดรไลซิสโดยกระบวนการด้วยภาวะต่าง พบว่าสัดส่วนของค่า  $BOD_{20}/COD$  มีค่าเพิ่มขึ้นเป็น 0.46 และ 0.45 ที่ค่า pH 8 และ 9 ตามลำดับ จากนั้นเริ่มลดลงเมื่อค่า pH ที่ 10 และ 11 และจะส่งผลความเป็นพิษต่อความสามารถในการย่อยสลายที่ pH มากกว่า 12 ดังรูปที่ 1

อย่างไรก็ตามในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างมีการใช้สารเคมี NaOH ในการปรับสภาวะที่ pH ต่าง ๆ ดังตารางที่ 2 จึงมีการส่งผลต่อค่าความสามารถในการย่อยสลาย ที่ความเข้มข้นของไอออน  $Na^+$  ที่ค่าจะช่วยเพิ่มค่าความสามารถในการย่อยสลาย และจะลดลงเมื่อความเข้มข้นของไอออน  $Na^+$  ที่สูง [9] เนื่องจากไอออนดังกล่าวมีผลต่อการดูดซับผ่านระหว่างสารอาหารและผนังเซลล์ของแบคทีเรีย [10] ความเข้มข้นของไอออน  $Na^+$  ที่เหมาะสมต่อการช่วยให้ปรับปรุงความสามารถในการย่อยสลายให้ดีขึ้นอยู่ในช่วง 100-200 mg  $Na^+/l$  และเริ่มส่งผลความเป็นพิษในช่วง 3,500 - 5,500 mg  $Na^+/l$  เมื่อความเข้มข้นของไอออน  $Na^+$  มากกว่า 8,800 mg  $Na^+/l$  จะไปขัดขวางการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ที่สร้างมีเทน [11] ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาคง [8] ได้กล่าวเกี่ยวกับค่า  $IC_{50}$  หรือค่าความเข้มข้นที่ยับยั้งความสามารถในการย่อยสลายของแบคทีเรียลดลง 50% พบว่าค่าดังกล่าวมีค่าเท่ากับ 4.6 g/l ของ  $Na^+$  และในกรณีที่มีการเติม NaOH ในปริมาณที่มีค่ามากกว่า 5.0 g/l ของ  $Na^+$  จะทำให้เกิดความเป็นพิษอย่างรุนแรง

รูปที่ 1 ผลของค่า pH และสัดส่วน BOD<sub>20</sub>/COD

แต่หากพิจารณาในส่วนของการใช้ค่าในการเดินระบบแบบชีวภาพ ในการปรับค่า pH ให้เป็นกลางเพื่อให้เกิดสภาวะที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ การใช้ปริมาณสารเคมี NaOH ที่น้อยจะมีแนวโน้มในการใช้ปริมาณกรดที่น้อยตามไปด้วย ดังนั้นที่ pH เท่ากับ 8 เป็นสภาวะที่เหมาะสมในกระบวนการบำบัดก่อนด้วยสภาวะต่างร่วมกับระบบบำบัดแบบชีวภาพ เนื่องจากสามารถเพิ่ม %SCOD/TCOD และความสามารถในการย่อยสลายแล้ว อีกทั้งยังมีแนวโน้มในการใช้ปริมาณกรดที่น้อยในการปรับค่า pH ให้เป็นกลางเพื่อให้เหมาะสมกับจุลินทรีย์

### สรุป

จากผลการศึกษาดังกล่าวสามารถสรุปผลการศึกษาได้ว่าที่ค่า pH ในช่วง 8-11 ของขั้นตอนกระบวนการบำบัดก่อนด้วยสภาวะต่างจะช่วยเพิ่มค่า %SCOD/TCOD อีกทั้งยังช่วยเพิ่มค่าความสามารถในการย่อยสลายอีกด้วย และที่ค่า pH มากกว่า 12 ถึงแม้ว่าจะช่วยเพิ่มค่า %SCOD/TCOD แต่จะส่งผลกระทบต่อความสามารถในการย่อยสลายเนื่องจากการใช้ NaOH ในการปรับค่า pH เนื่องจากไอออนของ Na<sup>+</sup> มีผลต่อการดูดซึมผ่านระหว่างสารอาหารและผนังเซลล์ของแบคทีเรียทำให้ส่งผลต่อความสามารถในการย่อยสลาย

### กิตติกรรมประกาศ

ผู้วิจัยขอขอบคุณ สำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติที่ให้การสนับสนุนทุนในงานวิจัยครั้งนี้ และขอบคุณผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.บุญชัย วิจิตรเสถียร อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์และอาจารย์ผู้สอนทุกท่านที่ได้ให้คำปรึกษา แนะนำแนวทางอันเป็นประโยชน์ทั้งทางด้านวิชาการและด้านการทำวิจัยจนทำให้บทความฉบับนี้มีค่าสมบูรณ์

### เอกสารอ้างอิง

- [1] Nges, I.A., and Liu, J. 2009. Effects of anaerobic pre-treatment on the degradation of dewatered-sewage sludge. Renewable Energy 34: 1795-1800.
- [2] Metcalf and Eddy, Inc. 2004. Wastewater Engineering Treatment and Reuse. International Edition, ISBN 007-124140-X, McGraw-Hill, Singapore.



- [3] Chang, C.-N., Ma, Y.-S. and Lo, C.-W. 2002. Application of oxidation-reduction potential as a controlling parameter in waste activated sludge hydrolysis. *Chemical Engineering Journal* 90: 273-281.
- [4] Kim, J., Park, C., Kim, T.-H., Lee, M., Kim, S., Kim, S.-W. and Lee, J. 2003. Effects of Various Pretreatments for Enhanced Anaerobic Digestion with Waste Activated Sludge. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 95: 271-275.
- [5] Serikawa, R. M. 2007. Wet electrolytic oxidation of organic sludge. *Journal of Hazardous Materials* 146: 646-651.
- [6] APHA, AWWA, and WEF. 2005. Standard methods for the examination of the water and wastewater. Washington D.C.: American Public Health Association.
- [7] Gatti, M.N., Usach, F.G., Seco, A., Ferrer, J. 2010. Wastewater COD characterization: analysis of respirometric and physical-chemical methods for determining biodegradable organic matter fractions. *J Chem Technol Biotechnol* 85: 536-544.
- [8] Lei, Z., and Deokjin, J. 2010. Enhanced anaerobic digestion of piggery wastewater by ammonia stripping: Effects of alkali types. *Journal of Hazardous Materials* 182: 536-543.
- [9] Chen, Y., Cheng, J.J., Creamer, K.S. 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology* 99: 4044-4064.
- [10] Cheng, F., Kanokwan, B., Irini, A. 2011. Anaerobic co-digestion of desugared molasses with cow manure; focusing on sodium and potassium inhibition. *Bioresource Technology* 102: 1005-1011.
- [11] Appels, L., Baeyens, J., Degreve, J., Dewil, R. 2008. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science* 34: 755-781.





## ผลของอุณหภูมิต่อการย่อยสลายแอนแอโรบิกของตะกอนส่วนเกิน จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์

### Effect of temperature on anaerobic digestion of waste activated sludge

วัชรพล วงศ์เลิศอรักษ์<sup>1\*</sup> และ บุญชัย วิจิตรเสถียร<sup>2</sup>

Watcharapol Wonglertarak<sup>1\*</sup> and Boonchai Wichitsathian<sup>2</sup>

<sup>1\*</sup> นักศึกษามัธยมศึกษา, <sup>2</sup> ผู้ช่วยศาสตราจารย์ สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์  
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี นครราชสีมา 30000;

\*โทรศัพท์ : 044-224451, โทรสาร 044-224606, e-mail : w\_watcharapol@hotmail.com

#### บทคัดย่อ

ระบบย่อยแบบแอนแอโรบิกเป็นกระบวนการหนึ่งที่ใช้ในการบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียก่อนส่งนำไปกำจัดในสถานที่รับกำจัด แต่ข้อเสียของการบำบัดตะกอนดังกล่าว คือมีองค์ประกอบเป็นสารอินทรีย์เป็นส่วนใหญ่ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ยาก ดังนั้นในการศึกษาครั้งนี้จึงมีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาผลของอุณหภูมิต่อการย่อยสลายแอนแอโรบิกของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ โดยจะเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์และปริมาณก๊าซชีวภาพ ภายใต้สภาวะอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิกและห้อง โดยตะกอนที่นำมาศึกษานี้เป็นตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาล ซึ่งผลการศึกษาพบว่า การย่อยสลายแอนแอโรบิกของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน ที่สภาวะอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิกมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ ปริมาณของแข็งทั้งหมด ของแข็งระเหยง่าย และปริมาณก๊าซชีวภาพที่สูงกว่าเมื่อเปรียบเทียบกับที่สภาวะอุณหภูมิห้อง โดยประสิทธิภาพในการบำบัดตะกอนที่สภาวะอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิกมีค่าสูงกว่าอุณหภูมิห้อง 23.33 เปอร์เซ็นต์ ในรูปของของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด และปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดจากระบบย่อยแอนแอโรบิกที่อุณหภูมิเทอร์โมฟิลิกมีปริมาณเพิ่มขึ้น 28.05 เปอร์เซ็นต์เมื่อเปรียบเทียบกับอุณหภูมิห้อง

คำสำคัญ : ตะกอนส่วนเกิน; การย่อยสลายแอนแอโรบิก



### Abstract

Anaerobic sludge digestion is an appropriate technique for the treatment of sludge before final disposal. But waste activated sludge showing slow degradation is a disadvantage of anaerobic digestion. So, the purpose of this study was to investigate the effect of temperature on anaerobic sludge digestion of waste activated sludge. The performance was compared between the treatment of organic compound and gas production under thermophilic temperature and room temperature condition. Waste activated sludge samples were taken from the wastewater treatment in the hospital. The results showed higher efficiency (total solids, total volatile solids and biogas production) by degradation of anaerobic sludge digestion at HR1 of 21 days under thermophilic temperature condition, compared to the room temperature condition; the performance at thermophilic temperature condition was higher than 23.33 percent of the total volatile solids in comparison with the room temperature condition; in addition, biogas production from anaerobic sludge digestion at thermophilic temperature condition increased by 23.5 percent when compared to room temperature condition.

**Keywords :** waste activated sludge; Anaerobic Digestion

### บทนำ

ตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวตเต็ดสลัดจ์เป็นปัญหาอย่างหนึ่งต่อการจัดการของเสียในปัจจุบัน แนวทางการจัดการส่วนใหญ่ในปัจจุบันมักจะส่งไปยังหลุมฝังกลบ แต่ดังกล่าวยังคงมีการจัดการให้ตะกอนส่วนเกินดังกล่าวมีความคงตัวเสียก่อน ซึ่งการย่อยสลายแบบแอนแอโรบิกเป็นแนวทางหนึ่งที่ใช้ในการลดปริมาณก่อนส่งไปยังหลุมฝังกลบ อีกทั้งยังช่วยให้ตะกอนดังกล่าวมีความคงตัว และได้ก๊าซชีวภาพซึ่งเป็นผลพลอยได้อีกด้วย โดยทั่วไประยะเวลาในการบำบัดตะกอนส่วนเกินดังกล่าวอยู่ที่ประมาณ 20-30 วัน [1] ประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งระเหยง่ายค่อนข้างน้อย เนื่องจากลักษณะของตะกอนส่วนเกินเป็นตะกอนจุลินทรีย์ที่มีอนุภาคขนาดใหญ่ ปริมาณของแข็งทั้งหมด (Total Solid, TS) ประมาณ 0.5-1.2% ปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (Total Volatile Solid, TVS) ประมาณ 60-90% ของปริมาณของแข็งทั้งหมด [2] แสดงให้เห็นว่าตะกอนส่วนเกินดังกล่าวมีองค์ประกอบเป็นสารอินทรีย์เป็นส่วนใหญ่ มีค่าซีโอดีละลายน้ำ (SCOD) เพียง 2-3% ของค่า ICOD เท่านั้น และมีค่า BOD<sub>5</sub> ประมาณ 368 mg/L สัดส่วนระหว่างค่า BOD<sub>5</sub>/COD ประมาณ 0.16 [3] และมีองค์ประกอบเป็นเซลล์โลส ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ยาก จึงมีข้อจำกัดในขั้นตอนไฮโดรไลซิสของการย่อยสลายแบบแอนแอโรบิก [1] อุณหภูมิเป็นปัจจัยที่สำคัญอย่างหนึ่งที่จะช่วยเพิ่มความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพได้ การย่อยสลายแบบแอนแอโรบิกแบบเทอร์โมฟิลิก (50-55 °C) เป็นกระบวนการหนึ่งที่มีการศึกษากันอย่างแพร่หลาย โดยข้อดีของการย่อยด้วยระบบดังกล่าวจะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่าย ปริมาณก๊าซชีวภาพเพิ่มสูงขึ้น ความสามารถในการรีดน้ำได้ดีกว่า อีกทั้งยังมีการฆ่าเชื้อโรคที่สูงกว่า เมื่อเปรียบเทียบกับกระบวนการย่อยสลายแบบแอนแอโรบิกแบบเมโซฟิลิก [4] จากผลการศึกษาของ [5] ใช้ระบบย่อยแอนแอโรบิกที่อุณหภูมิเทอร์โมฟิลิก (55 °C) ย่อยตะกอนผสมระหว่างตะกอนขึ้นต้นกับตะกอนขึ้นสองที่ระยะเวลาเก็บกัก 20 และ 15 วัน สามารถกำจัดซีโอดีได้ร้อยละ 29.3 และ 35.2 และสามารถผลิตมีเทนได้ 0.28 และ 0.29 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมซีโอดีที่ถูกกำจัดที่ระยะเวลาเก็บกัก 20 และ 15 วัน ตามลำดับ การศึกษาของ [6] ได้ทำการย่อยตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวตเต็ดสลัดจ์ด้วยระบบแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเมโซฟิลิก (35 – 37 °C) ที่ระยะเวลาเก็บกัก 20 – 40 วัน และอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 1 กิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรถึงปฏิบัติการต่อวัน พบว่าสามารถกำจัดของแข็งระเหยง่ายได้ในช่วงร้อยละ 13 – 27 ซึ่งสามารถผลิตก๊าซมีเทนได้ในช่วง 0.5 – 0.9 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายที่ถูกกำจัด ในการศึกษาครั้งนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาผลของ

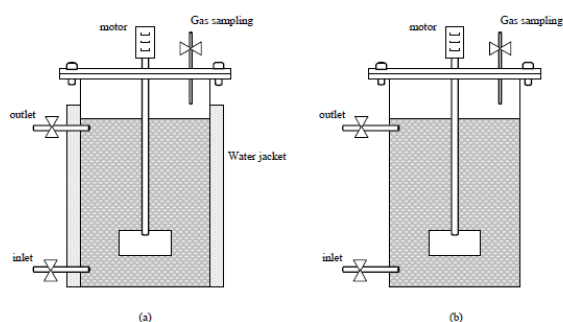
อุณหภูมิต่อการย่อยสลายแอมโมเนียของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทีฟเต็ดสลัดจ์ โดยจะเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ และปริมาณก๊าซชีวภาพ ภายใต้สภาวะอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิกและห้อง

### อุปกรณ์และวิธีการ

ตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียที่นำมาใช้ในการศึกษาครั้งนี้ นำมาจากระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาลส่งเสริมสุขภาพ ศูนย์อนามัยที่ 5 จังหวัดนครราชสีมา เป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบคลองขุด (Oxidation Ditch ; OD) โดยมีคุณลักษณะของตะกอนส่วนเกินดังตารางที่ 1 นำตะกอนส่วนเกินดังกล่าวมาเก็บที่อุณหภูมิ 4 °C ในระหว่างการศึกษา ชุดการทดลองประกอบแบ่งออกเป็น 2 ชุดการทดลอง คือชุดแรกเป็นระบบย่อยแอมโมเนียโรบิกที่อุณหภูมิเทอร์โมฟิลิก (55 °C) ควบคุมอุณหภูมิด้วยวิธีการหมุนเวียนน้ำร้อนจาก Water Bath และชุดที่ 2 ระบบย่อยแอมโมเนียโรบิกที่อุณหภูมิห้อง ปริมาตรทั้ง 2 ชุดการทดลอง เท่ากับ 20 ลิตร ควบคุมระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน [2] ดังแสดงรูปที่ 1 เติมน้ำในระบบแบบกึ่งต่อเนื่องคือ ป้อนตะกอนเข้าสู่ระบบย่อยแอมโมเนียโรบิก 1 ครั้งต่อวัน โดยทำการวิเคราะห์หาค่าพารามิเตอร์ ได้แก่ ค่าความเข้มข้นปริมาณของแข็งทั้งหมด (TS) ปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (TVS) และค่าความเข้มข้นปริมาณซีโอดีทั้งหมด (TCOD) โดยอ้างอิงวิธีการวิเคราะห์ของ APHA (2005) [7] เก็บก๊าซชีวภาพด้วยวิธีแทนที่น้ำ

ตารางที่ 1 แสดงคุณลักษณะของตะกอนส่วนเกิน

Parameters	Values
pH	7.8
COD (mg/l)	10,615
BOD <sub>20</sub> (mg/l)	2,050
TS (mg/l)	11,725
VS/TS	0.523
Total alkalinity (mg/l as CaCO <sub>3</sub> )	470.4



รูปที่ 1 ระบบย่อยแอมโมเนียโรบิก (a) อุณหภูมิเทอร์โมฟิลิก (b) อุณหภูมิห้อง

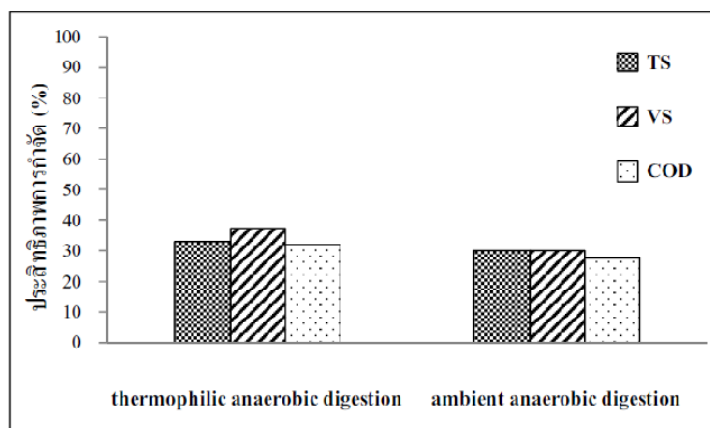




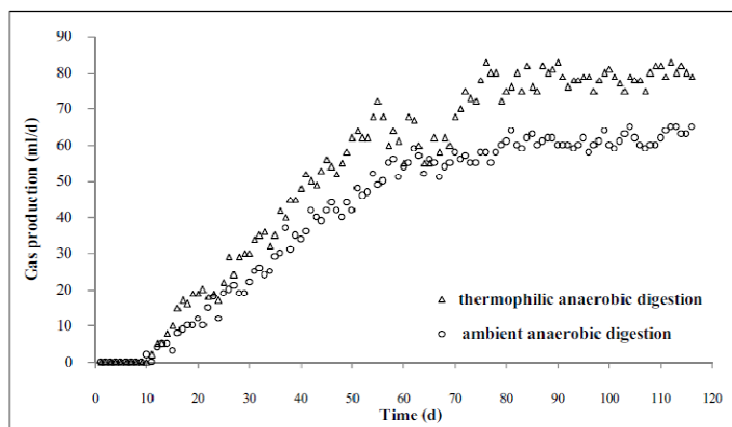
### ผลการทดลองและวิจารณ์

จากการพิจารณาลักษณะตะกอนที่ใช้ในการศึกษาพบว่า สัดส่วนระหว่างค่าของแข็งระเหยง่ายและของแข็งทั้งหมด มีค่าเท่ากับ 0.523 ซึ่งแสดงถึงปริมาณสารอินทรีย์ที่มีอยู่ในตะกอนส่วนเกินมีสัดส่วนเป็น 52.3 เปอร์เซ็นต์ แต่เมื่อพิจารณาจากสัดส่วนระหว่างค่าบีโอดีและซีโอดีมีค่าเท่ากับ 0.193 จากค่าดังกล่าวนี้เป็นตัวบ่งชี้ให้ทราบว่าตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียที่นำมาศึกษานี้มีค่าความสามารถในการย่อยทางชีวภาพได้ต่ำ

สภาวะภายในระบบย่อยแอนแอโรบิกทั้งที่สภาวะอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิก และอุณหภูมิห้องมีค่า pH อยู่ในช่วง 6.5 – 8.3 และมีค่า Alkalinity อยู่ในช่วง 1,700-2,500 มก./ล. ในรูป  $\text{CaCO}_3$  ซึ่งจากค่าดังกล่าวนี้เป็นสภาวะที่เหมาะสมต่อจุลินทรีย์ในกระบวนการสร้างก๊าซชีวภาพ โดยประสิทธิภาพของการบำบัดค่าของแข็งทั้งหมด และของแข็งระเหยง่าย ด้วยระบบย่อยแอนแอโรบิกที่สภาวะอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิก พบว่ามีประสิทธิภาพการบำบัดเฉลี่ยเท่ากับ 33.17 และ 37.32 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และที่สภาวะอุณหภูมิห้องมีประสิทธิภาพการบำบัดค่าดังกล่าวเฉลี่ยเท่ากับ 30.26 และ 30.26 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เมื่อพิจารณาทั้ง 2 สภาวะจะพบว่าที่สภาวะอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิกมีประสิทธิภาพในการบำบัดได้สูงกว่าที่อุณหภูมิห้อง เช่นเดียวกับประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ที่พิจารณาในรูปของ COD ที่อุณหภูมิเทอร์โมฟิลิกมีประสิทธิภาพเท่ากับ 32.25 เปอร์เซ็นต์ และที่อุณหภูมิห้องมีประสิทธิภาพในการกำจัดเท่ากับ 27.88 เปอร์เซ็นต์ ดังรูปที่ 2 ส่วนปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นได้ในระบบย่อยแอนแอโรบิกที่สภาวะอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิกมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 78.23 มิลลิลิตรต่อวัน ซึ่งมีปริมาณสูงกว่าอุณหภูมิห้อง พบปริมาณก๊าซชีวภาพเฉลี่ยเท่ากับ 61.09 มิลลิลิตรต่อวัน ดังรูปที่ 3



รูปที่ 2 ประสิทธิภาพการบำบัดตะกอนส่วนเกินของระบบย่อยแอนแอโรบิก



รูปที่ 3 ปริมาณก๊าซชีวภาพของระบบย่อยแอมแอโรบิก

จากข้อมูลประสิทธิภาพการบำบัดที่กล่าวมาในช่วงต้น ที่อุณหภูมิเทอร์โมฟิลิกมีประสิทธิภาพที่สูงกว่าเมื่อเทียบกับที่อุณหภูมิห้อง โดยในขั้นตอนของการไฮโดรไลซิสจะทำการเปลี่ยนอนุภาคของสารอินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่ให้เล็กลง สารอินทรีย์ที่หายไปจะเปลี่ยนรูปไปอยู่ในรูปของสารอินทรีย์ละลายน้ำ ซึ่งสารดังกล่าวจะเป็นสารตั้งต้นในกระบวนการผลิตก๊าซชีวภาพ ที่สภาวะอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิกจะปล่อยเอนไซม์ที่มีประสิทธิภาพในการย่อยสลายที่สูงกว่าจึงทำให้มีประสิทธิภาพในการการบำบัดสารอินทรีย์ ปริมาณของแข็งทั้งหมด ของแข็งระเหยง่าย ที่สูงกว่าส่งผลปริมาณก๊าซชีวภาพเกิดขึ้นสูงชันตามไปด้วย [4] โดยการศึกษาของ [8] ได้ศึกษาผลของการย่อยสลายแอมแอโรบิกที่สภาวะอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิก (55 °C) โดยทำการบำบัดตะกอนขั้นต้นและขั้นที่สอง ซึ่งเค้นระบบแบบกึ่งต่อเนื่องสามารถบำบัดตะกอนดังกล่าวได้เท่ากับ 26.89 เปอร์เซ็นต์ ในรูปของของแข็งทั้งหมด และ 33.23 เปอร์เซ็นต์ ในรูปของปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด โดยปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นมีค่าเท่ากับ 0.63 ลิตรต่อลิตรต่อวัน และการศึกษาของ Benabdallah T. (2007) [9] ทำศึกษาผลของอุณหภูมิที่สภาวะเทอร์โมฟิลิก และเมโซฟิลิก ซึ่งนำระบบย่อยแบบแอมแอโรบิกย่อยสลายตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสีย พบว่าที่สภาวะอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิกมีประสิทธิภาพในการบำบัดค่าของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดเท่ากับ 46.34 เปอร์เซ็นต์ และปริมาณก๊าซชีวภาพ 0.58 ลิตรต่อลิตรต่อวัน ที่ระยะเวลาการบำบัดเท่ากับ 15 วัน สำหรับที่สภาวะอุณหภูมิเมโซฟิลิก มีประสิทธิภาพในการบำบัดค่าของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดเท่ากับ 41.6 เปอร์เซ็นต์ และปริมาณก๊าซชีวภาพ 0.26 ลิตรต่อลิตรต่อวัน ที่ระยะเวลาการบำบัดเท่ากับ 20 วัน โดยมีสรุปผลการเปรียบเทียบดังตารางที่ 2 ซึ่งจากการเปรียบเทียบโดยผลการทดลองสอดคล้องกับผลการศึกษาที่ผ่านมา ซึ่งที่สภาวะอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิกจะมีประสิทธิภาพในการบำบัดตะกอนส่วนเกินที่สูงกว่า อีกทั้งยังพบว่ายังให้ปริมาณก๊าซชีวภาพที่สูงกว่าอีกด้วย โดยปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดจากระบบย่อยแอมแอโรบิกที่อุณหภูมิเทอร์โมฟิลิกมีปริมาณเพิ่มขึ้น 28.05 เปอร์เซ็นต์เมื่อเปรียบที่อุณหภูมิห้อง



ตารางที่ 2 เปรียบเทียบผลการศึกษากการย่อยแอนแอโรบิกในตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสีย

อ้างอิง	สถานะแอนแอโรบิก	ผลการศึกษา
[8]	เดินระบบแบบกึ่งต่อเนื่อง อุณหภูมิเทอร์โมฟิลิก (55 °C) SRT 10 วัน	ประสิทธิภาพในการบำบัด TS 26.89% VS 33.23% และปริมาณก๊าซชีวภาพ 0.63 L/L-day
[9]	เดินระบบแบบกึ่งต่อเนื่อง อุณหภูมิเทอร์โมฟิลิก (55 °C) HRT 15 วัน	ประสิทธิภาพในการบำบัด TS 23.76% VS 46.34% และปริมาณก๊าซชีวภาพ 0.58 L/L-day
	อุณหภูมิเมโซฟิลิก HRT 20 วัน	ประสิทธิภาพในการบำบัด TS 22.6% VS 41.6% และปริมาณก๊าซชีวภาพ 0.26 L/L-day
การศึกษานี้	เดินระบบแบบกึ่งต่อเนื่อง HRT 21 วัน อุณหภูมิเทอร์โมฟิลิก (55 °C)	ประสิทธิภาพในการบำบัด VS 37.32% และปริมาณก๊าซชีวภาพ 0.004 L/L-day
	อุณหภูมิห้อง	ประสิทธิภาพในการบำบัด VS 30.26% และปริมาณก๊าซชีวภาพ 0.003 L/L-day

## สรุป

จากผลการศึกษากการย่อยสลายแอนแอโรบิกของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทีฟเต็ดสลัดจ์ ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน ที่สภาวะอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิกมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ ปริมาณของแข็งทั้งหมด ของแข็งระเหยง่าย และปริมาณก๊าซชีวภาพที่สูงกว่าเมื่อเปรียบเทียบกับที่สภาวะอุณหภูมิห้อง โดยพบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดตะกอนที่สภาวะอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิกมีค่าสูงกว่าอุณหภูมิห้อง 23.33 เปอร์เซ็นต์ ในรูปของของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด และปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดจากระบบย่อยแอนแอโรบิกที่อุณหภูมิเทอร์โมฟิลิกมีปริมาณเพิ่มขึ้น 28.05 เปอร์เซ็นต์เมื่อเปรียบที่อุณหภูมิห้อง

## กิตติกรรมประกาศ

ผู้วิจัยขอขอบคุณ สำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติที่ให้การสนับสนุนทุนในงานวิจัยครั้งนี้ และขอบคุณผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.บุญชัย วิจิตรเสถียร อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์และอาจารย์ผู้สอนทุกท่านที่ได้ให้คำปรึกษา แนะนำแนวทางอันเป็นประโยชน์ทั้งทางด้านวิชาการและด้านการทำวิจัยจนทำให้บทความฉบับนี้มีความสมบูรณ์

## เอกสารอ้างอิง

- [1] Nges, I.A., and Liu, J. 2009. Effects of anaerobic pre-treatment on the degradation of dewatered-sewage sludge. Renewable Energy 34: 1795–1800.
- [2] Metcalf and Eddy, Inc. 2004. Wastewater Engineering Treatment and Reuse. International Edition, ISBN 007-124140-X, McGraw-Hill, Singapore.
- [3] Chang, C.-N., Ma, Y.-S. and Lo, C.-W. 2002. Application of oxidation-reduction potential as a controlling parameter in waste activated sludge hydrolysis. Chemical Engineering Journal 90: 273-281.
- [4] Appels, L., Baeyens, J., Degreve, J., Dewil, R. 2008. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. Progress in Energy and Combustion Science 34: 755–781.

- [5] Rubia, M.A., Perez, M., Romero, L.I., and Sales, D. (2006). Effect of solids retention time (SRT) on pilot scale anaerobic thermophilic sludge digestion. *Process Biochemistry* 41: 79–86.
- [6] Bolzonella, D., Pavan, P., Battistoni, P., and Cecchi, F. (2005). Mesophilic anaerobic digestion of waste activated sludge: influence of the solid retention time in the wastewater treatment process. *Process Biochemistry* 40: 1453-1460.
- [7] APHA, AWWA, and WEF. 2005. Standard methods for the examination of the water and wastewater. Washington D.C.: American Public Health Association.
- [8] Ferrer, I., Ponsa S., Vazquez, F., Font, X. (2008). Increasing biogas production by thermal (70 °C) sludge pre-treatment prior to thermophilic anaerobic digestion. *Biochemical Engineering Journal* 42:186–192
- [9] Benabdallah, T., Dosta, J., Ma´rquez-Serrano, R., Mata-A´lvarez, J. (2007). Effect of ultrasound pretreatment in mesophilic and thermophilic anaerobic digestion with emphasis on naphthalene and pyrene removal. *WAT E R R E S E ARCH* 41: 87 – 94

## ประวัติผู้เขียน

นายวัชรพล วงศ์เลิศอารักษ์ เกิดเมื่อวันที่ 19มิถุนายน2530ที่จังหวัดลพบุรี สำเร็จการศึกษาระดับมัธยมปลายจากโรงเรียนจุฬาภรณราชวิทยาลัย ลพบุรี และสำเร็จการศึกษาระดับปริญญาวิศวกรรมศาสตรบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม) จากมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี จังหวัดนครราชสีมา ในปี พ.ศ. 2551 และได้เข้าศึกษาต่อในระดับปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี โดยขณะศึกษาได้รับทุนในการทำวิจัยจากสำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ และทุนการศึกษาจากสำนักงานพัฒนาวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งชาติ

ในระหว่างที่ทำการศึกษาได้เผยแพร่บทความทางวิชาการจำนวน 3 บทความดังแสดงในภาคผนวก ง ได้แก่

บทความวิจัยที่ได้รับการตีพิมพ์ในวารสารวิชาการระดับนานาชาติ

WatcharapolWonglertarak and BoonchaiWichitsathian (2014). Alkaline pretreatment of waste activated sludge in anaerobic digestion. **Journal of Clean Energy Technologies**. 2(2): 118-121.

บทความวิจัยเต็มรูปแบบที่ได้รับการตีพิมพ์ในการประชุมวิชาการระดับชาติ

วัชรพล วงศ์เลิศอารักษ์ และ บุญชัย วิจิตรเสถียร. (2555).ผลของการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างสำหรับตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์.การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ครั้งที่ 11 ณ โรงแรมโพธิ์วิลล รีสอร์ทแอนด์สปา จังหวัดเชียงราย. ระหว่างวันที่ 21-23 มีนาคม. หน้า 159-160.

วัชรพล วงศ์เลิศอารักษ์ และ บุญชัย วิจิตรเสถียร. (2556).ผลของอุณหภูมิต่อการย่อยสลายแอนแอโรบิกของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์. การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ครั้งที่ 12 ณ โรงแรมพูลแมน ขอนแก่นราชา ออร์คิด จังหวัดขอนแก่น.ระหว่างวันที่ 27-29มีนาคม. หน้า153-154.